

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS E BIOTECNOLOGIA
LABORATÓRIO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS

FERNANDA DEL PENHO DA ROCHA LOPES

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
JULHO DE 2021

FERNANDA DEL PENHO DA ROCHA LOPES

**MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA DE MATA CILIAR EM SÃO FRANCISCO DO ITABAPOANA,
RJ**

Monografia apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Marcelo Trindade Nascimento

Co-orientadora: Aline Alves Nascimento

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ

JULHO DE 2021

FERNANDA DEL PENHO DA ROCHA LOPES

**MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA DE MATA CILIAR EM SÃO FRANCISCO DO ITABAPOANA, RJ**

Monografia apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte
das exigências para a obtenção do grau
de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovada em 06 de Julho de 2021

Comissão examinadora:



Dr. Marcelo Trindade Nascimento – Orientador
Universidade Estadual do Norte Fluminense/LCA

Aline Alves do Nascimento

Dra. Aline Alves Nascimento - Co-orientadora
Universidade Estadual do Norte Fluminense/LCA

Deborah Guerra Barroso

Dra. Deborah Guerra Barroso
Universidade Estadual do Norte Fluminense/LFIT

Tatiane Pereira de Souza

Msc. Tatiane Pereira de Souza
Universidade Federal Fluminense/LEAV

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, a Deus por sempre me guiar e me acompanhar em meus caminhos, fazendo tudo apropriado ao seu tempo.

Aos meus pais, João Amaro e Letizia, por me deixarem livres para escolher minhas decisões e me apoiarem em todas elas. Por se mostrarem orgulhosos a cada mínima etapa cumprida. Sem o apoio de vocês minhas conquistas não seriam possíveis e todas elas são por vocês.

À Yvone Bernardi, por ter sido minha avó e referência de sabedoria e paciência. Pelo seu papel na minha construção como bióloga, sempre incentivando a busca pelo conhecimento, como nossas expedições para procurar ovos de dinossauro e me presenteando com livros. Gostaria que você estivesse aqui para vivermos juntas esse momento que você tanto queria ver: suas duas netas formadas.

Às minhas irmãs, pelos papéis que desempenham em minha vida como irmãs mais velhas, cada uma à sua maneira. Em especial à Giulia, por sempre fazer parte da minha vida, me acompanhando de perto e fazendo minha infância mais feliz. Hoje, todas seguimos nossos caminhos, mas nunca perdemos o vínculo de irmãs.

Ao Afonso Duque, pelo carinho, companheirismo, compreensão, por estar sempre ao meu lado, confiando no meu potencial e me incentivando a dar sempre o meu melhor.

Ao meu orientador, Marcelo Trindade, e co-orientadora, Aline Alves, pela amizade, carinho, incentivo, dedicação e pela confiança depositada. Obrigada pelas valiosas contribuições dadas durante todo o processo.

Aos membros da banca examinadora, por aceitarem o convite e pelas contribuições, comentários e avaliações que enriqueceram este trabalho.

Ao longo da graduação, meu caminho se encontrou com o de muitas pessoas e todas elas deixaram um pouquinho em mim. Assim, gostaria de começar agradecendo aos meus amigos da graduação, por tornarem essa caminhada mais leve. Agradeço por todos os momentos compartilhados, sejam eles de euforia ou desespero. Ana Cabrera, Camila Stoler, Eduardo Monteiro, Fernanda Werneck, Hortis Lopes, Jéssica Abreu, Juliana Teixeira, Julie Souta, Paula Caroline e Renata Mendonça, obrigada por encararem comigo os meus desafios e por estarem ao meu lado em uma etapa tão importante da minha vida.

Ao Laboratório de Ecologia de Abelhas e Polinização, onde dei meus primeiros passos acadêmicos como bolsista de Apoio Acadêmico e posteriormente como bolsista de Extensão Universitária, muito importantes para o meu desenvolvimento pessoal e profissional. Um agradecimento especial à professora Maria Cristina Gaglianone, pelo conhecimento adquirido e também à Maira Coelho, Maria de Fátima Pessanha e Vivian Manhães por todas as conversas, ensinamentos e orientações que amparam e edificam.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal pelo conhecimento e risadas compartilhados e pela contribuição para este trabalho com a coleta de dados nas áreas durante os anos.

Aos colegas do Herbário UENF por todo o apoio moral e logístico nesta pesquisa. Por tornarem o ambiente de trabalho mais agradável e por compartilharem conhecimento comigo. Gostaria de agradecer principalmente à Dayvid Couto, Herick Viana, Laura Teles, Marcelle Pereira, Mariana Faitanin e Patrícia Marques pelo apoio nas saídas de campo e na identificação das espécies. Vocês contribuíram muito para este trabalho.

Ao programa Rio Rural pelo incentivo ao desenvolvimento sustentável da agropecuária fluminense e a criação e implementação do projeto de recuperação das áreas estudadas.

Aos proprietários das áreas, Ismael Batista, João Ricardo, Jorge Custódio, Mário Carlos e Salmo Célio, por aderirem ao projeto e permitirem a utilização e permanência nas áreas para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao técnico da Emater-Rio, Valmir, pela ajuda nos campos e na locomoção entre as áreas.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro por todas as experiências proporcionadas e aos seus funcionários, pela contribuição na minha formação acadêmica e realização deste trabalho.

Ao apoio da FAPERJ e CNPq, necessários para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	6
2.1. Objetivos específicos	6
3. METODOLOGIA.....	6
3.1 Áreas de estudo	6
3.2. Etapas para recuperação das áreas	8
3.3. Monitoramento da comunidade vegetal	10
3.4 Análise dos dados.....	11
4. RESULTADOS	13
4.1. Avaliação das mudas plantadas.....	13
4.2. Avaliação da regeneração natural.....	20
4.3. Avaliação geral das áreas após 10 anos de estudo.....	29
5. DISCUSSÃO	39
6. CONCLUSÃO.....	45
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	46
8. REFERÊNCIAS.....	47
9. ANEXOS	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa do Brasil (A); Mapa do Estado do Rio de Janeiro, com a Microbacia do Brejo da Cobiça em destaque (B) e Mapa da Microbacia da Cobiça com destaque para uso do solo (C). Fontes: IBGE (A); Adaptado de Prado et al., 2008 (B); Adaptado de Prado <i>et al.</i> , 2010 (C).	7
Figura 2: Imagem extraída do Google Earth, demonstrando a localização das áreas não protegidas 1 e 2 (NP1 E NP2, marcadores vermelho) e protegidas 3, 4 e 5 (P3, P4 e P5, marcadores amarelo). As áreas estão localizadas ao entorno da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (remanescente florestal delimitado em lilás) e a Microbacia Hidrográfica do Brejo da Cobiça (delimitada em azul).....	8
Figura 3: Fotografia da área protegida 5, em 2009. Observa-se a presença de cerca isolando a área. Fotografia disponibilizada por Tatiane Pereira de Souza.	9
Figura 4: Orientações para medição de Diâmetro na Altura do Peito. Fonte: retirado de Manual de Campo do Inventário Florestal Nacional, 2019.....	10
Figura 5: Alguns procedimentos realizados em campo. (A) Medição de altura com auxílio de fita métrica; (B) plaqueamento de indivíduo regenerante; (C) registro de dados em planilha de campo.....	11
Figura 6: Números de espécies (A) e indivíduos (B) referentes ao plantio inicial por família amostrados em todas as áreas no ano 2011.....	14
Figura 7: Números de espécies (A) e indivíduos (B) por família amostrados em todas as áreas no ano 2018.....	15
Figura 8: Curvas de rarefação (IC 95%) para as espécies plantadas em função da abundância de indivíduos em áreas não protegidas (NP) 1 e 2 e áreas protegidas (P) 3, 4 e 5 nos anos de 2011 (A) e 2018 (B).	16
Figura 9: Dendrogramas de similaridade de Jaccard (A e B) e Morisita Horn (C e D), referente ao plantio inicial nos anos de 2011 (A e C) e 2018 (B e D).....	17
Figura 10: Valores médios de altura (m) \pm desvio padrão de indivíduos utilizados no plantio inicial agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.....	18

Figura 11: Diâmetro médio \pm desvio padrão na Altura do Peito (DAP), em centímetros, de indivíduos utilizados no plantio inicial, com altura \geq 130 cm, agrupados por condição das áreas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.....	19
Figura 12: Sobrevivência, em porcentagem, de mudas inicialmente plantadas por áreas.	19
Figura 13: Valores médios de densidade \pm desvio padrão de indivíduos utilizados no plantio inicial agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.....	20
Figura 14: Número de espécies (A) e indivíduos (B) regenerantes por família amostrados em todas as áreas no ano de 2011.	21
Figura 15: Número de espécies (A) e indivíduos (B) regenerantes por família amostrados em todas as áreas no ano de 2018.	22
Figura 16: Porcentagem de indivíduos regenerantes de espécies autóctones e alóctones por área amostrados em 2018.	23
Figura 17: Porcentagem de espécies regenerantes zoocóricas, autocóricas e anemocóricas por área, amostradas em 2018.	24
Figura 18: Porcentagem de espécies regenerantes classificadas por grupo sucessional, por área, amostradas em 2018.....	24
Figura 19: Curvas de rarefação (IC 95%) para as espécies regenerantes em função da abundância de indivíduos em áreas não protegidas (NP) 1 e 2 e áreas protegidas (P) 3, 4 e 5 nos anos de 2011 (A) e 2018 (B).	25
Figura 20: Dendrogramas de similaridade de Jaccard (A e B) e Morisita Horn (C e D), referentes à regeneração natural nos anos de 2011 (A e C) e 2018 (B e D).	27
Figura 21: Valores médios de altura (m) \pm desvio padrão dos indivíduos regenerantes agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes	

indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano	28
Figura 22: Diâmetro médio \pm desvio padrão na Altura do Peito (DAP), em centímetros, de indivíduos regenerantes com altura ≥ 130 cm agrupados por condição das áreas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.	28
Figura 23: Valores médios de densidade \pm desvio padrão de indivíduos regenerantes, agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano	29
Figura 24: Número de espécies (A) e indivíduos (B) total (plantio e regeneração) por família amostrados em todas as áreas no ano de 2018.....	30
Figura 25: Curvas de rarefação (IC 95%) referentes a riqueza de espécies de indivíduos plantados e regenerantes em função da abundância de indivíduos nas áreas não protegidas (NP) 1 e 2 e protegidas (P) 3, 4 e 5.	31
Figura 26: Dendrogramas gerais de similaridade de Jaccard (A) e Morisita (B) das mudas e regenerantes amostrados nas áreas não protegida (NP) 1, 2, e protegida (P) 3, protegida 4 (P4) e protegida 5 (P5) em 2018.....	33
Figura 27: Valores médios de altura (m) \pm desvio padrão de indivíduos plantados e regenerantes agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.	34
Figura 28: Diâmetro médio na Altura do Peito (DAP) \pm desvio padrão, em centímetros, de todos os indivíduos ≥ 130 cm amostrados em 2018, agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.	34

Figura 29: Valores médios de densidade \pm desvio padrão de indivíduos plantados e regenerantes, agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (p protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.....	35
Figura 30: Imagens retiradas do Google Earth que mostram o incremento da cobertura vegetal das áreas Não Protegidas 1 e 2 (áreas conjugadas, delimitadas em vermelho) nos anos 2010 (A), 2017 (B) e 2019 (C).....	36
Figura 31: Imagens retiradas do Google Earth que mostram o incremento da cobertura vegetal das áreas Protegidas 3 (área superior delimitada em amarelo) e 4 (área inferior delimitada em amarelo) nos anos 2010 (A), 2017 (B) e 2019 (C).	37
Figura 32: Imagens retiradas do Google Earth mostram o incremento da cobertura vegetal da área Protegida 5 (área delimitada em amarelo) nos anos 2010 (A), 2017 (B) e 2019 (C).....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Espécies regenerantes mais representativas na amostragem em 2018. Os asteriscos indicam espécies cultivadas (***).....	23
Tabela 2: Espécies mais representativas, dentre indivíduos plantados e regenerantes, nas áreas no ano de 2018. Os asteriscos indicam espécie cultivada (***).....	31
Tabela 3: Parâmetros analisados para indivíduos amostrados nas áreas estudadas. Ni = número de indivíduos por área (0,3 ha); Nsp = Número de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; J = índice de equabilidade de Pielou.	32

RESUMO

MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO DE ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE MATA CILIAR EM SÃO FRANCISCO DO ITABAPOANA, RJ

As matas ciliares são consideradas Áreas de Preservação Permanente por apresentarem um conjunto de funções ecológicas fundamentais para a conservação da diversidade de plantas nativas da região, além de exercerem importantes funções hidrológicas e geomorfológicas para a saúde de uma microbacia hidrográfica. A flora da Microbacia do Brejo da Cobiça tem sofrido modificações devido ao intenso uso do solo para agricultura e pecuária, o que contribui para diminuição da biodiversidade e qualidade de recursos hídricos. O objetivo deste trabalho foi monitorar a restauração ecológica realizada em plantios em APPs que estão em diferentes condições de impactos antrópicos. Em 2008, as áreas que antes eram pastos, foram cercadas e receberam o plantio de mudas em área total através do apoio financeiro do Programa Rio Rural. Desde então, foram realizados censos para avaliação do estabelecimento das mudas e da regeneração natural. Foram selecionados 5 plantios, que possuem 0,3 ha cada, sendo três em áreas protegidas e cercadas, impedindo a entrada de animais pastadores e dois em áreas totalmente desprotegidas. Foram identificados e medidos quanto à altura e diâmetro na altura do peito ou da base (quando inferior a 1,3 m de altura) todos os indivíduos arbustivos-arbóreos com altura superior a 50 cm inseridos dentro das áreas. Os resultados encontrados demonstraram que as áreas não protegidas apresentaram menor sobrevivência, altura, diâmetro, densidade e riqueza quando comparadas às áreas protegidas. Anacardiaceae e Fabaceae foram as famílias botânicas mais abundantes entre os indivíduos plantados e regenerantes, com destaque para as espécies *Schinus terebinthifolia* e *Samanea tubulosa*. Os plantios foram heterogêneos, assim como a regeneração natural das áreas, com valores de índice de similaridade de espécies de Jaccard inferior a 0,5. Em relação às espécies regenerantes após 10 anos, em todas as áreas foram registradas espécies alóctones (que não foram utilizadas no plantio inicial). Entretanto, as áreas não protegidas 1 e 2 apresentaram maiores proporções (100% e 75%, respectivamente). A síndrome de dispersão predominante dentre as espécies regenerantes nas áreas foi a zocórica e pelo menos 75% foram classificadas como pioneiras. O índice de diversidade de Shannon das áreas, após 10 anos de restauração, variou de 1,64

a 2,27, com as áreas não protegidas apresentando os menores valores. Com esses resultados podemos concluir que o cercamento e o manejo adequado das áreas são importantes fatores no sucesso da restauração. Os resultados encontrados para o estrato regenerante indicam que processos ecológicos estão ocorrendo nas áreas.

Palavras chaves: Floresta Estacional Semidecidual; Área de Preservação Permanente; Regeneração natural; Pastejo;

ABSTRACT

MONITORING THE VEGETATION OF ECOLOGICAL RESTORATION AREAS OF RIPARIAN FORESTS IN SÃO FRANCISCO DO ITABAPOANA, RJ

Riparian forests are considered permanent preservation areas for presenting a set of fundamental ecological functions for the conservation of the diversity of native plants in the region, in addition to exerting important hydrological and geomorphological functions for the health of a watershed. The flora of the Brejo da Cobiça watershed has suffered modifications due to the intense use of the soil for agriculture and livestock, contributing to the reduction of biodiversity and the quality of water resources. The objective of this work was to monitor the ecological restoration carried out in plantations in APPs that are in different conditions of anthropic impacts. In 2008, the areas that used to be pastures were fenced and seedlings were planted in a total area through the financial support of the Rio Rural Program. Since then, censuses have been carried out to assess the establishment of seedlings and natural regeneration. Five plantations were selected, with 0.3 ha each, three in protected and fenced areas, preventing the entry of grazing animals and two in totally unprotected areas. All shrub-tree individuals with a height greater than 50cm inserted within the areas were identified and measured in terms of height and diameter at chest or base height (when less than 1.3m in height). The results show that the non-protected areas had lower survival, height, diameter, density, and richness when compared to protected areas. The results show that the non-protected areas had lower survival, height, diameter, density, and richness when compared to protected areas. Anacardiaceae and Fabaceae were the most abundant botanical families among those planted and regenerating individuals, with emphasis on the species *Schinus terebinthifolia* and *Samanea tubulosa*. Plantations were heterogeneous, as well as the natural regeneration of areas, strata with values of the species similarity Jaccard index below 0.5. Regarding regenerating species after 10 years, all areas had allochthonous species (which were not used in the initial planting), but unprotected areas 1 and 2 had higher proportions (100% and 75%, respectively). The predominant dispersion syndrome among regenerating species in the areas was zoochoric and at least 75% were classified as pioneers. The Shannon diversity index of the areas, after 10 years of implementation, ranged from 1.64 to 2.27, with unprotected areas showing the lowest values. With

these results, we can conclude that fencing and the proper management of the areas is important for the restoration's success. The results found for the regenerating stratum indicate that ecological processes are taking place in the areas.

Keywords: Semideciduous seasonal forests; Permanent Preservation Areas; Natural regeneration; Grazing.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil, com sua extensão de 8,5 km² e representando quase 50% de toda a América do Sul, é considerado um dos países mais megadiversos do mundo (CASTRO, 2002). Devido sua grande extensão territorial e posição geográfica no continente sul-americano, o país apresenta grande variedade de climas, sendo estes influenciados por fatores como latitude, longitude, relevo, altitude, proximidade do oceano, massas de ar e correntes marítimas (MITTERMEIER et al., 2005).

As diferenças climáticas observadas desempenham um importante papel na composição e regulação das comunidades, promovendo variações ecológicas que originaram os seis diferentes biomas brasileiros (Floresta Amazônica, Pantanal, Cerrado, Caatinga, Pampas e Mata Atlântica) e uma alta diversidade biológica (GASTON, 2000; CASTRO, 2002; CHRISTENSEN et al., 2014; MMA, 2020). Atualmente, são reconhecidas para o Brasil quase 50.000 espécies para a flora (nativas, cultivadas e naturalizadas) e cerca de 119.600 espécies da fauna (Flora do Brasil, 2021; catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil, 2021).

A Mata Atlântica está distribuída ao longo de ambientes com grande heterogeneidade climática e geomorfológica (RIZZINI, 1979), sendo estes compostos por diversas formações florestais, as quais incluem: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual, e ecossistemas associados à Mata Atlântica como os manguezais, as vegetações de restingas; campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste, de acordo com a Lei 11.428/2006 que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica.

A Mata Atlântica é apontada como um dos hotspots mundiais, por apresentar alta riqueza e endemismo de espécies e estar sob extrema ameaça (MYERS et al., 2000). Este bioma originalmente ocupava mais de 1,3 milhões de km² em 17 estados da costa do Brasil e foi reduzido a 12,4% da sua cobertura original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA; INPE 2020).

A Mata Atlântica, assim como a biodiversidade brasileira, está ameaçada por diversos fatores, principalmente devido ao desmatamento e queimadas ocasionadas pelo desenvolvimento industrial e agropecuário em larga escala, além de fatores como a superexploração de recursos naturais, urbanização,

turismo, invasão biológica e políticas públicas que são conflitantes com a conservação ambiental, causando impactos ambientais diretos como degradação de habitat, contaminação, alteração no regime hidrológico, entre outros (COIMBRA-FILHO & C MARA, 1996; MMA, 2017). Dean (1995) descreveu a exploração de recursos florestais e de uso da terra como as causas imediatas da perda de habitat na Mata Atlântica. As florestas e demais ecossistemas que compõem a Mata Atlântica influenciam na regulação e abastecimento de água, regulação e equilíbrio climático, proteção do solo e produção de alimentos e matéria-prima (MMA, 2017).

O estado do Rio de Janeiro está inserido integralmente no bioma Mata Atlântica e 95% de seu território era coberto por diferentes fitofisionomias (e.g. florestas ombrófilas e estacionais de baixada, submontana ou montana) devido à ampla variação do relevo e do clima. Essa cobertura vegetal original foi e continua sendo suprimida devido aos intensos ciclos de exploração, que tiveram início com a extração do Pau-Brasil e com o cultivo da cana-de-açúcar, além de outras atividades antrópicas que ocorrem desde o período de colonização, como agricultura e crescimento urbano (COELHO *et al.*, 2017). Atualmente, restam cerca de 18,5% da Mata Atlântica original (SOS Mata Atlântica 2021).

No norte do Estado do Rio de Janeiro, o cenário é ainda pior, com menos de 5% de área remanescente de Mata Atlântica e distribuído em pequenos remanescentes florestais. Na região costeira (baixada) ocorre um tipo florestal denominado de Mata de Tabuleiro, que hoje está altamente fragmentada e distribuída nos municípios de Carapebus, Quissamã e São Francisco do Itabapoana, sendo a maior extensão deste tipo florestal, a Mata do Carvão, protegida pela Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba em São Francisco do Itabapoana (INEA, 2013). A denominação Mata de Tabuleiro ocorre pelo fato da topografia apresentar uma grande extensão plana, não atingindo altitudes superiores a 200m (FIDALGO *et al.*, 2005). Embora tenha ocorrido uma redução significativa no desmatamento e ocorrência de queimadas na região após a década de 1990 (NASCIMENTO *et al.*, 2002; NASCIMENTO e SILVA, 2003; VILLELA *et al.*, 2006; ABREU *et al.*, 2014), essa formação florestal foi intensamente fragmentada pelo desmatamento e ou queimadas principalmente relacionadas com atividades agropecuárias e retirada ilegal de madeira (RIZZINI, 1979, GIULIETTI & FORERO, 1990).

As bacias hidrográficas compreendem áreas do território ou de uma região compostas por um rio principal e seus afluentes, que escoam para o mesmo curso d'água (ALVES, 2000). A disponibilidade hídrica é fundamental para o desenvolvimento de atividades agropecuárias e abastecimento de centros urbanos, além da geração de energia. A intensificação de atividades antrópicas em uma bacia hidrográfica tem como consequências a supressão da mata nativa, possibilidade de contaminação, poluição e alterações nos recursos hídricos disponíveis, principalmente devido a larga utilização para pecuária e agricultura, que acarretam na exposição e contaminação do solo (RAMOS *et al.*, 2004; BUCCI, 2015; OLIVEIRA, 2016; SANTOS *et al.*, 2018).

As Matas Ciliares, também denominadas zonas ripárias, são as florestas adjacentes aos corpos hídricos, ocorrentes ao longo de cursos d'água e no entorno de nascentes, ocupando uma das áreas mais dinâmica da paisagem, onde a distribuição e composição das comunidades de plantas refletem a história de inundação (OLIVEIRA FILHO, 1994). O Lei Florestal Brasileira considera as Matas Ciliares como Áreas de Preservação Permanente (APPs), visando proteger os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico da fauna e flora, a fertilidade do solo e assegurar o bem-estar das populações humanas, constituindo um importante instrumento para a conservação da biodiversidade (Lei Nº 12.727/2012).

As matas ciliares exercem importantes funções hidrológicas, ecológicas e geomorfológicas necessárias para a manutenção da saúde ambiental de uma microbacia hidrográfica (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; ZAKIA *et al.*, 2006), podendo funcionar como filtro e tampão entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, retendo defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos que seriam transportados para os cursos d'água. Além disso, as matas ciliares participam do controle de ciclos de nutrientes; atuam como corredores ecológicos facilitando o deslocamento da fauna e o fluxo gênico entre espécies da fauna e da flora; reduzem a taxa de erosão, permitindo a estabilização da margem; e regulam a vazão dos rios, reduzindo a intensidade de extremos como secas ou enchentes (NAPPO, GOMES & CHAVES, 1999; MARTINS, 2001; CASTRO, 2012).

A microbacia hidrográfica do Brejo da Cobiça, localizada em São Francisco de Itabapoana, na face oeste da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, ao norte do estado do Rio de Janeiro, está suscetível ao manejo inadequado do solo e da água em decorrência de sua proximidade com agrupamentos urbanos

e atividades antrópicas. Devido às demandas básicas de saneamento e sua grande variedade de atividades agrícolas e pecuárias, o Brejo da Cobiça apresenta eutrofização, déficit no balanço hídrico e fragilidades, como susceptibilidade à erosão, poluição e desperdício de água (FIDALGO *et al.*, 2005; PRADO *et al.*, 2008; INEA, 2013).

O Programa de Desenvolvimento Rural Sustentável em Microbacias Hidrográficas – RIO RURAL faz parte das políticas públicas do Governo do Estado do Rio de Janeiro para o meio rural e é executado pela Secretaria de Estado de Agricultura e Pecuária do Rio de Janeiro (SEAPEC), por intermédio da Superintendência de Desenvolvimento Sustentável (SDS). Este programa utiliza recursos do Banco Mundial / BIRD e do Governo do Estado (RIO RURAL, 2009) e tem como um de seus objetivos “contribuir para a diminuição das ameaças à biodiversidade, o aumento dos estoques de carbono na paisagem agrícola e a inversão do processo de degradação das terras em ecossistemas críticos e únicos de importância global da Mata Atlântica do Norte-Noroeste Fluminense” (RIO RURAL, 2009).

No período de 2006 a 2010, o projeto Rio Rural abrangeu 50 microbacias hidrográficas de 24 municípios, promovendo a conservação de 1.241 ha de área total de matas ciliares e outras florestas nativas reabilitadas no que se refere à conservação da biodiversidade e estabilização hidrológica (RIO RURAL, 2009). Também houve incentivo às comunidades residentes ao entorno dessas regiões a adotarem práticas que conservassem a biodiversidade e ao mesmo tempo reduzissem a degradação de terras e pobreza rural (GALLIEZ, 2014). Dentre os vários subprojetos incentivados pelo programa Rio Rural, estão as práticas de proteção de nascentes e recuperação de áreas de mata ciliar, nos quais houve liberação de recursos para isolamento e plantio das áreas. Em contrapartida, os proprietários rurais se comprometeram a executar o compromisso firmado com o programa (RANGEL *et al.*, 2016). Assim, os Programas de Microbacias funcionaram como um elo entre agricultura e meio ambiente (RIO RURAL, 2009). Estratégias de conservação e recuperação de vegetação em bacias hidrográficas podem auxiliar na melhoria da qualidade e quantidade de água, assim como no controle da erosão do solo. A aplicação de técnicas para recuperação de áreas degradadas é a etapa inicial da reconstrução de comunidades ecologicamente viáveis, visando controle de erosão, a melhoria da fertilidade do solo, a estabilização do ciclo hidrológico, o aumento da

biodiversidade e da produtividade da vegetação, a fixação de carbono, além dos benefícios diretos para as pessoas (CAVALHEIRO *et al.*, 2002; RODRIGUES, 2008; CASTRO, 2012; MMA, 2017). Diversas técnicas de restauração ecológica têm sido propostas, como o plantio de estacas, semeadura direta, chuva de sementes, plantio de mudas por nucleação ou área total, condução da regeneração, entre outros, sendo escolhido o que mais se adequa de acordo com variações do grau de degradação da área, proximidade das fontes de propágulos e os objetivos e investimento do proprietário (MARTINS, 2001; CASTRO, 2012; ATTANASIO, 2008; MORAES *et al.*, 2013, OLIVEIRA & ENGEL, 2017).

A restauração ecológica é definida pela *Society for Ecological Restoration* como “processo” processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). O termo é utilizado para descrever não apenas um processo, mas também o resultado esperado, visando reestabelecer a integridade do ecossistema e seu conjunto de processos ecológicos (ENGEL & PARROTA, 2003; CLEWELL *et al.*, 2005; KAGEYAMA & GANDARA, 2005; MCDONALD *et al.*, 2016).

Essa medida tem sido uma ferramenta para mitigar os impactos antrópicos e conservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, se mostrando a forma mais efetiva na reparação de danos em todos os ecossistemas (RODRIGUES, 2009; MCDONALD *et al.*, 2016). Além de seu potencial para atuar na remoção de CO₂ da atmosfera, em paisagens antropizadas podem complementar a atuação das unidades de conservação e promover a conectividade da paisagem, equilibrar o uso da terra e estimular a integração da sociedade com a natureza (METZGER, 2003; RODRIGUES, 2009; BRANCALION *et al.*, 2010; MCDONALD *et al.*, 2016). A restauração de APPs em mata ciliar tem sido recomendada como estratégia para recuperação da biodiversidade, sobretudo pelo papel dessa vegetação como corredores ecológicos e na proteção dos recursos hídricos (GÊNOVA *et al.*, 2007; BRANCALION *et al.*, 2010, TAMBOSI *et al.*, 2015; MELLO *et al.*, 2018; METZGER *et al.*, 2019).

Rodrigues *et al.*, 2008, apontam como os principais desafios para que a restauração da Mata Atlântica se torne efetiva a redução de custos, o planejamento de ações ao nível de paisagem e a falta de estímulos através de políticas públicas e sociais. Além disso, os autores apontam a dificuldade da reconstrução da riqueza funcional de espécies, a falta de disponibilidade de

mudas de espécies nativas regionais e a frequência e intensidade dos distúrbios nas áreas serem restauradas e na vegetação remanescente, o que restringe a chegada da regeneração e a dispersão das espécies. Os autores também citam outros aspectos que se referem à necessidade da escolha de métodos que melhor se adequam às áreas a serem restauradas e ferramentas que tornem a restauração atrativa aos produtores rurais.

2. OBJETIVOS

Os objetivos gerais deste trabalho foram realizar um monitoramento de plantios em áreas de mata ciliar (APPs) em duas situações distintas: plantios com cercamento (área protegida) e plantios sem cercamento (áreas desprotegidas e sujeitas ao pastejo) e avaliar o sucesso da restauração ecológica após 10 anos de implementação destes plantios. Os objetivos específicos foram:

2.1. Objetivos específicos

- Caracterizar a composição florística e fitossociológica das mudas e da regeneração natural em áreas plantadas com e sem cercamento;
- Avaliar o estabelecimento das mudas plantadas (e.g. crescimento e mortalidade) e da regeneração natural nas áreas plantadas protegidas e não protegidas;

3. METODOLOGIA

3.1 Áreas de estudo

A Microbacia Hidrográfica do Brejo da Cobiça está localizada em São Francisco do Itabapoana, no Norte do Estado do Rio de Janeiro (**Figura 1**) e possui 12,5 km de extensão e largura máxima em torno de 400 m (INEA, 2010). O clima da região Norte Fluminense segundo a classificação de Köppen (1948) é do tipo tropical chuvoso com inverno seco (Cwa), possuindo uma precipitação média anual inferior a 1.000 mm (FIDALGO *et al*, 2005; ABREU *et al*. 2014). O relevo da região é ondulado, com planícies flúvio-lagunares, possuindo altitude máxima de 100m e os tipos de solos predominantes são os Latossolos, Argissolos e Gleissolos (GUIMARÃES *et al*, 2010). PRADO *et al*, (2010) destaca

que a Microbacia Hidrográfica do Brejo da Cobiça apresenta perda de solo, possivelmente devido ao predomínio de solos desfavoráveis à drenagem, baixa declividade do terreno e por possuir áreas de cabeceira bastante degradadas e com baixa cobertura vegetal e com processos erosivos agravados por pastagens e exposição do solo.

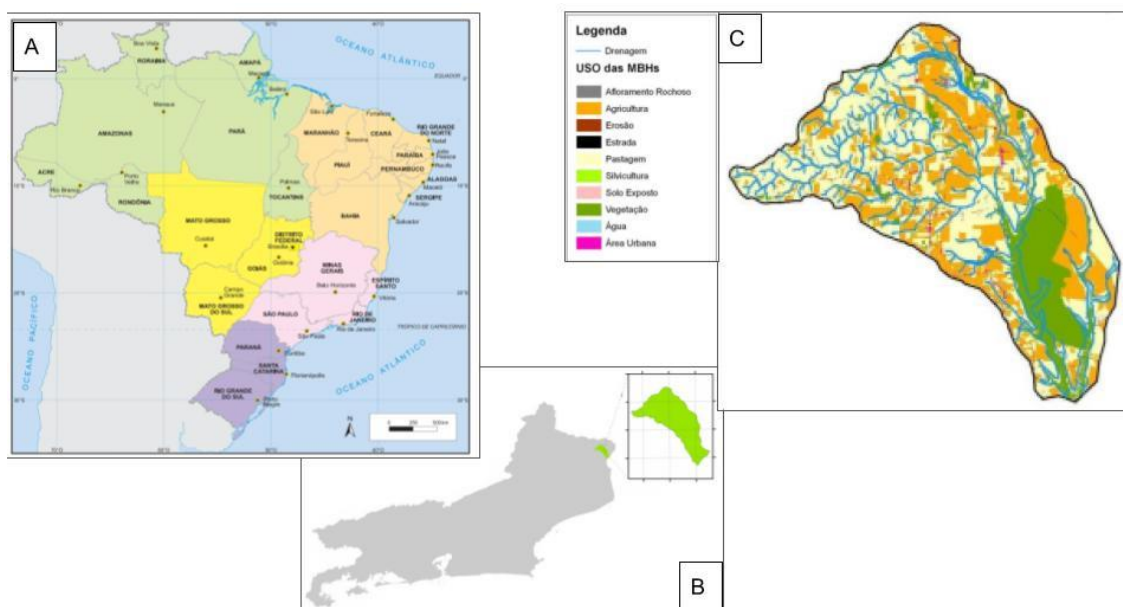


Figura 1: Mapa do Brasil (A); Mapa do Estado do Rio de Janeiro, com a Microbacia do Brejo da Cobiça em destaque (B) e Mapa da Microbacia da Cobiça com destaque para uso do solo (C). Fontes: IBGE (A); Adaptado de Prado et al., 2008 (B); Adaptado de Prado et al., 2010 (C).

O estudo foi realizado em cinco Áreas de Preservação Permanente (APPs) de propriedades rurais, situadas dentro da Microbacia Hidrográfica do Brejo da Cobiça, em São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro (**Figura 2**). Os proprietários das áreas estudadas foram beneficiados com subprojetos de Recuperação de Mata Ciliar do Programa Rio Rural no ano de 2008 e se comprometeram a executar o manejo das áreas. Infelizmente, dois produtores não cumpriram o acordado e não realizaram o manejo adequado das áreas. Assim, das cinco áreas estabelecidas em 2008, duas áreas não mantiveram proteção contra o acesso de gado e outros animais.

As áreas não protegidas (1 e 2) são adjacentes e localizadas bem próximas à área protegida 5 e ao remanescente florestal protegido pela Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG). Estas áreas não protegidas estão distantes cerca de 4 km das outras duas áreas protegidas (3 e 4), que também são adjacentes entre si. A maior distância das áreas ao remanescente florestal protegido pela EEEG é de 3,5 km.



Figura 2: Imagem extraída do Google Earth, demonstrando a localização das áreas não protegidas 1 e 2 (NP1 E NP2, marcadores vermelho) e protegidas 3, 4 e 5 (P3, P4 e P5, marcadores amarelo). As áreas estão localizadas ao entorno da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (remanescente florestal delimitado em lilás) e a Microbacia Hidrográfica do Brejo da Cobiça (delimitada em azul).

3.2. Etapas para recuperação das áreas

Antes de serem selecionadas para o estudo, as áreas eram utilizadas para pastagem de gado e apresentavam monoculturas no entorno, principalmente de cultivo de abacaxi (*Ananas comosus* L. Merril). Visto que o ecossistema original das áreas selecionadas foi substituído por atividades de produção, as áreas demonstram alto grau de degradação, fatores que diminuem o potencial para a regeneração natural ou auto recuperação local devido aos prejuízos ao banco de sementes do solo e a fragmentação da paisagem, que reduz a possível chegada de propágulos (ATTANASIO, 2008; ALMEIDA, 2016). Assim, o método escolhido para recuperação das áreas estudadas foi o de plantio de mudas em área total.

Após a escolha do método, foram realizadas ações iniciais de manejo nas áreas para minimizar os fatores de degradação, como a retirada dos animais de

grande porte, isolamento, controle de gramíneas e preparo do solo e abertura de covas para receber as mudas

As áreas estudadas possuem em média 0,3 ha, e receberam em 2008 o plantio de mudas, com altura inicial das mudas entre 40 e 100 cm e foram distribuídas em linhas, posicionadas em covas medindo 30x30x30cm. Mudas de espécies vegetais nativas e exóticas disponibilizadas pelos viveiros da região foram utilizadas no plantio ,sendo espécies secundárias tardias plantadas seis meses após o plantio das espécies pioneiras. A lista de espécies utilizadas está no anexo I e foi fornecida pelos técnicos da Emater local.

A **figura 3**, é uma fotografia da área protegida 5, meses após a realização das etapas para restauração e nos permite ter uma ideia de como o plantio foi realizado, demonstrando a presença de cercas para isolamento da área.



Figura 3: Fotografia da área protegida 5, em 2009. Observa-se a presença de cerca isolando a área. Fotografia disponibilizada por Tatiane Pereira de Souza.

As áreas selecionadas receberam quantidades de mudas e de espécies diferentes. As áreas não protegidas (1 e 2) e áreas protegidas (3, 4 e 5) receberam, respectivamente, 96, 88, 221, 364 e 39 mudas. É importante destacar que a área protegida 4 foi atingida por um incêndio acidental em 2011.

3.3. Monitoramento da comunidade vegetal

O plantio de mudas ocorreu em 2008 e o monitoramento da vegetação das áreas pelo grupo de pesquisa em Ecologia Vegetal, do Laboratório de Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Norte Fluminense teve início em 2011 e continua sendo realizado em diferentes intervalos de tempo. Os dados utilizados para este trabalho foram os obtidos nos anos de 2011 e 2018.

Toda a extensão da área inicialmente plantada foi considerada como unidade amostral. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos presentes em cada uma das áreas selecionadas foram medidos e registrados quanto ao diâmetro e altura. As medições de altura foram realizadas com auxílio de fita métrica ou estimadas visualmente com auxílio de uma vara e medições de diâmetro foram realizadas com auxílio de fita métrica ou paquímetro, de acordo com a inclinação do indivíduo ou do terreno e seguindo indicações do Manual de Campo do Inventário Florestal Nacional (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2019) (**Figuras 4 e 5A**). Indivíduos que possuíam altura superior a 1,3 m foram medidos na altura do peito (DAP) e em indivíduos com altura inferior a 1,3 m, foi realizada a medição de diâmetro na altura da base (DAB).



Figura 4: Orientações para medição de Diâmetro na Altura do Peito.
Fonte: retirado de Manual de Campo do Inventário Florestal Nacional, 2019.

Todos os indivíduos presentes na unidade amostral receberam marcações com placas de alumínio contendo numeração sequencial e identificados taxonomicamente (**Figura 5B**). Outras observações importantes referentes à sanidade do fuste, características taxonômicas das plantas e procedimentos adotados em campo também foram registradas (**Figura 5C**). Covas vazias ou indivíduos que apresentam o caule seco e desprovido de folhas

foram considerados mortos, após análise criteriosa para saber se a planta estava seca ou ainda viva, pois podem haver casos de rebrota.

Quando a identificação da espécie em campo não foi possível, foram registradas fotografias e, quando viável, realizada a coleta de ramos para a identificação em herbário ou através de auxílio de especialistas. Todo material botânico fértil dentro das áreas foi coletado e depositado no Herbário da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (HUENF).



Figura 5: Alguns procedimentos realizados em campo. (A) Medição de altura com auxílio de fita métrica; (B) plaqueamento de indivíduo regenerante; (C) registro de dados em planilha de campo.

Através de imagens obtidas pelo *Google Earth Pro*, foi possível acompanhar visualmente a evolução da cobertura vegetal ao longo dos anos. Neste trabalho foram utilizadas imagens correspondentes aos anos 2010, 2017 e 2019. A imagem disponibilizada pelo referido programa após o plantio foi do ano de 2010, não havendo imagens para os anos de 2008 e 2009. Também não havia imagens disponíveis para o ano de 2018, sendo utilizadas as imagens correspondentes aos anos de 2017 e 2019. As imagens de 2003 foram utilizadas para entendimento da situação anterior ao plantio (**Figuras 30-32**).

3.4 Análise dos dados

Os dados coletados em campo foram digitalizados em planilhas no programa Microsoft Excel ®. A partir de ferramentas disponíveis pelo próprio programa foram realizadas análises de abundância, médias, densidade, sobrevivência e porcentagem. Os valores de densidade foram obtidos utilizando-se o número de indivíduos presentes por unidade de área [hectare (ha)].

O teste t de student foi aplicado para avaliar a existência de diferenças significativas entre as áreas. Nos gráficos, as letras (a, b e c) são utilizadas para representar a diferença dentro de áreas que apresentam as mesmas condições (não protegidas ou protegidas), enquanto os números representam comparação entre as diferentes condições para cada ano.

Para comparação da riqueza entre as áreas nos anos de 2011 e 2018 foram elaboradas curvas de rarefação com base nos indivíduos amostrados e considerando-se 1000 aleatorizações, utilizando intervalos de 95% de confiança.

A similaridade de espécies entre os fragmentos foi calculada através do índice qualitativo de similaridade de Sørensen e do índice de similaridade quantitativo de Morisita Horn (MAGURRAN, 2004), sendo utilizados para comparar a flora de duas ou mais comunidades vegetais, indicando o grau de semelhança entre elas (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974). Posteriormente, dendrogramas de similaridades foram elaborados para a observação das hierarquias formadas entre os grupos utilizando a análise de grupamentos (*cluster analysis*).

As espécies identificadas foram classificadas de acordo com a origem (nativa ou exótica) e grupos ecológicos, utilizando informações presentes na literatura e bancos de dados digitais, como o Flora do Brasil 2020 e o Instituto Hórus. Para classificação do estágio de sucessão, as espécies foram categorizadas em Pioneiras e Não Pioneiras (FINEGAN, 1984).

As espécies regenerantes foram classificadas quanto às síndromes de dispersão, sendo categorizadas como anemocóricas, quando suas sementes são dispersas pelo vento; zoocóricas, quando a dispersão das sementes é realizada por animais e autocóricas, quando as sementes são dispersas por gravidade ou deiscência (VAN DER PIJL, 1982). As espécies regenerantes também foram classificadas em autóctones quando os indivíduos foram provenientes de espécies utilizadas no plantio de cada área e alóctones os indivíduos de espécies que não foram utilizadas no plantio inicial da área.

4. RESULTADOS

4.1. Avaliação das mudas plantadas

O total de mudas amostradas em todas as áreas no início do censo (2011) foi de 577 indivíduos, estando distribuídas em 17 famílias botânicas e 38 espécies (**Figura 6A**). As famílias com o maior número de espécies utilizadas foram Fabaceae (10), seguida de Anacardiaceae (4) e Myrtaceae (4). Entre as famílias com maior número de mudas estabelecidas podemos destacar Fabaceae (203) e Anacardiaceae (143) (**Figura 6B**). A família Polygonaceae, apesar de estar representada apenas pela espécie *Triplaris americana* L., aparece em terceiro lugar com um total de 89 indivíduos. Estas três últimas famílias representam juntas 75,4% dos indivíduos amostrados. Entre as espécies, as que ocorreram com o maior número de indivíduos foram *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & Grimes (n=123), seguida por *Schinus terebinthifolia* Raddi (n=119) e *T. americana* (n=89).

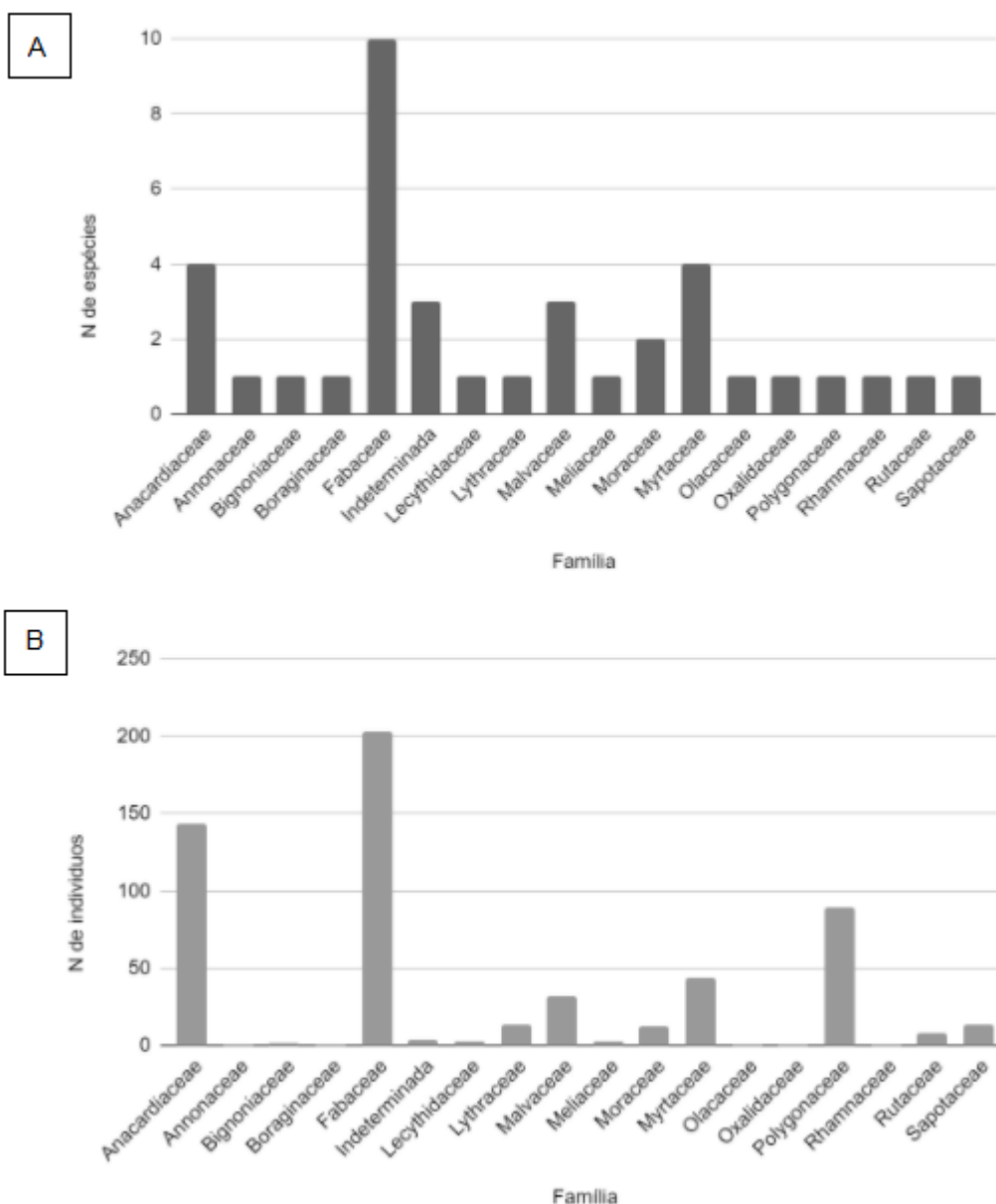


Figura 6: Números de espécies (A) e indivíduos (B) referentes ao plantio inicial por família amostrados em todas as áreas no ano 2011.

No censo de 2018 estavam presentes 389 indivíduos pertencentes a 15 famílias botânicas e 32 espécies. A composição de espécies foi bem semelhante àquela encontrada em 2011, permanecendo com maior riqueza e abundância as famílias Fabaceae, com 10 espécies e 146 indivíduos e Anacardiaceae com 4 espécies e 123 indivíduos (**Figura 7A**). *Samanea tubulosa*, *Schinus terebinthifolia* e *Triplaris americana* também permaneceram com maiores números de indivíduos, 108, 106 e 56, respectivamente (**Figura 7B**), representando 81,6% do total de indivíduos amostrados. As famílias Boraginaceae e Rhamnaceae, não se encontram mais presentes dentre os

indivíduos plantados (ver Anexo II para a listagem de espécies e indivíduos amostrados em cada área nos anos de 2011 e 2018).

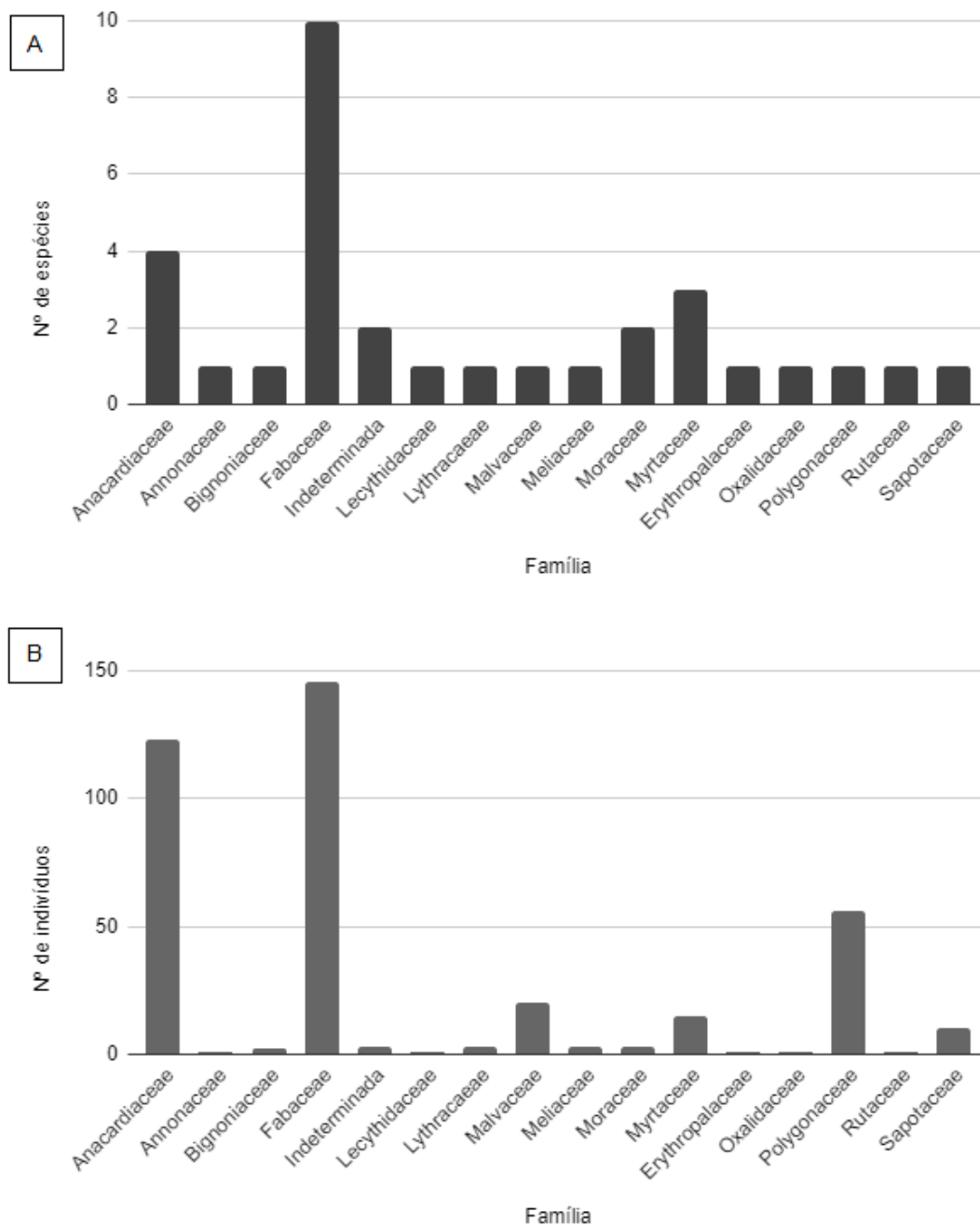


Figura 7: Números de espécies (A) e indivíduos (B) por família amostrados em todas as áreas no ano 2018.

A partir das análises das curvas de rarefação, foi observado que, ao longo de 10 anos de estudo, o número de espécies e indivíduos plantados diminuiu em todas as áreas (**Figuras 8**). Entretanto, a área protegida 3 manteve a mesma riqueza de espécies. Vale destacar que as áreas não protegidas (1 e 2) e área

protegida 5 foram as áreas que tiveram menor número de espécies e de mudas plantadas quando comparadas às áreas protegidas 3 e 4..

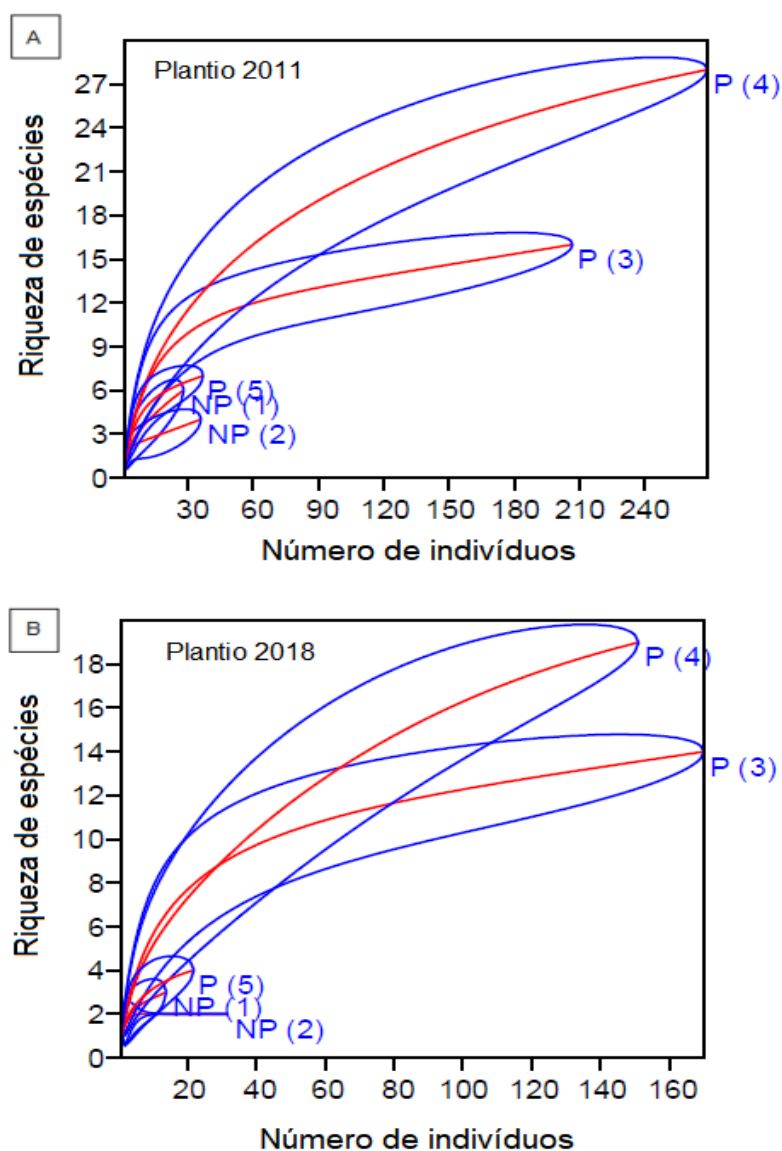


Figura 8: Curvas de rarefação (IC 95%) para as espécies plantadas em função da abundância de indivíduos em áreas não protegidas (NP) 1 e 2 e áreas protegidas (P) 3, 4 e 5 nos anos de 2011 (A) e 2018 (B).

Quanto à similaridade florística das áreas, observou-se o coeficiente de *Jaccard* variando de 0,08, (NP1) a 0,37 em 2011 (**Figura 9A**), indicando que as áreas plantadas possuíam baixa similaridade entre si. Em 2018, o índice variou de 0,02 a 0,98 (**Figura 9B**) e indicou alta semelhança entre as áreas não protegida 2 e protegida 5, enquanto a área não protegida 1 obteve a menor similaridade entre as áreas. A similaridade de espécies entre as áreas que eram mais semelhantes entre si (NP2 e P5; P3 e P4) aumentou ao longo dos anos, enquanto áreas que possuíam baixa similaridade ficaram ainda mais dissimilares.

Contudo, quando analisada a similaridade a partir do índice de Morisita-Horn, que leva em consideração a abundância de indivíduos, a similaridade entre as áreas diminuiu, variando de 0 a 0,81 (**Figura 9C**), indicando forte efeito de abundância dos indivíduos. De acordo com esse índice, as áreas mais semelhantes em 2011 foram as áreas protegidas 3 e 4, que não possuíam similaridade com nenhuma outra área estudada. No entanto, ao longo do tempo ocorreu um aumento da similaridade entre as áreas, com apenas uma área (não protegida 1) permanecendo bem distinta das demais (**Figura 9D**).

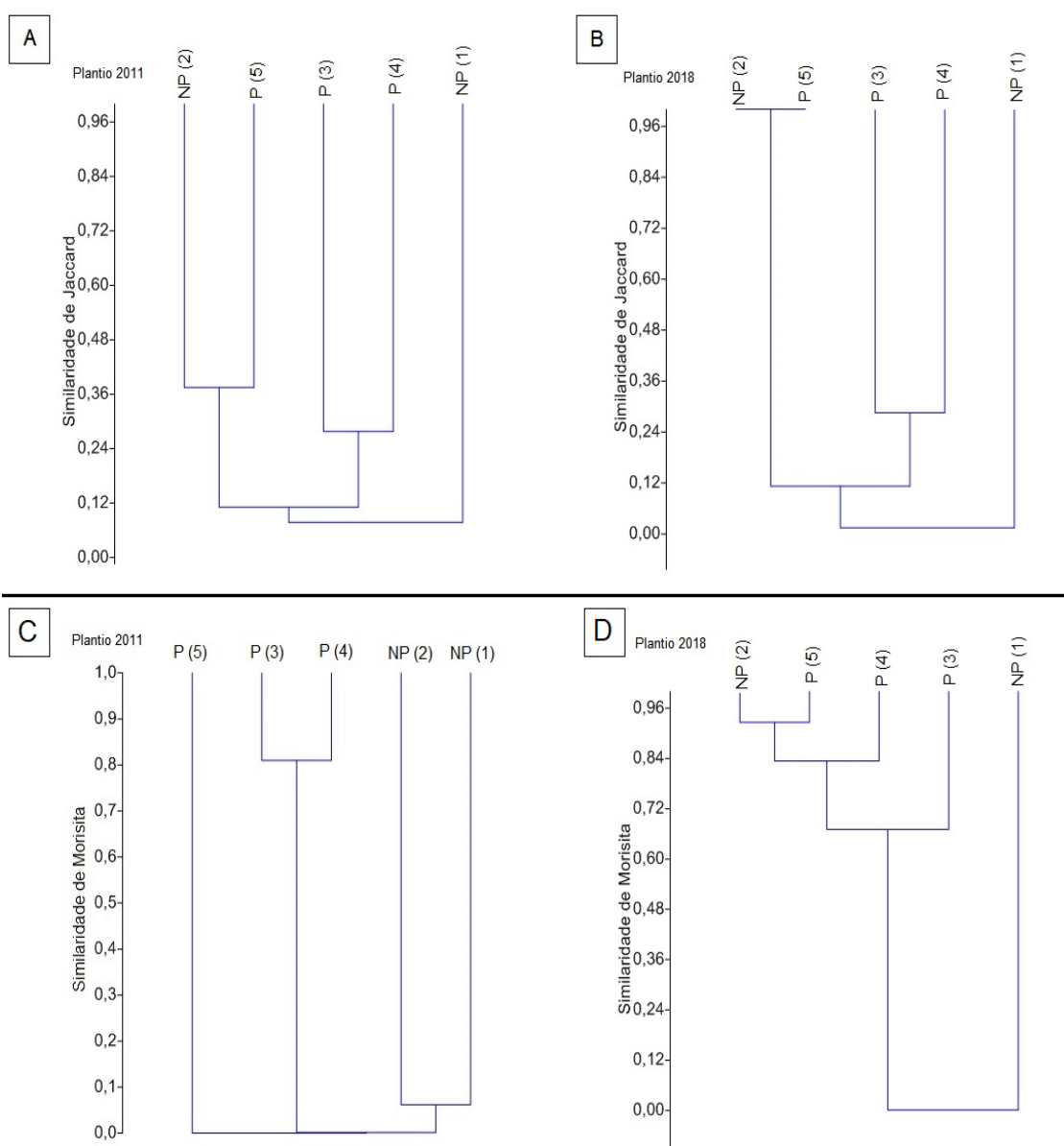


Figura 9: Dendrogramas de similaridade de Jaccard (A e B) e Morisita Horn (C e D), referente ao plantio inicial nos anos de 2011 (A e C) e 2018 (B e D).

Ao longo dos anos de estudo, houve um incremento em altura dos indivíduos plantados em todas as áreas (teste t, $p < 0,05$), com destaque para as

áreas protegidas 3 e 4, com ocorrência de indivíduos com até 14 metros de altura em ambas as áreas no ano de 2018, enquanto a altura máxima nas áreas não protegidas foi de 8 metros. Ao comparar as alturas médias de indivíduos em áreas não protegidas com áreas protegidas, também foi encontrada uma diferença significativa (teste t, $p < 0,05$) no crescimento das mudas inicialmente plantadas (**Figura 10**).

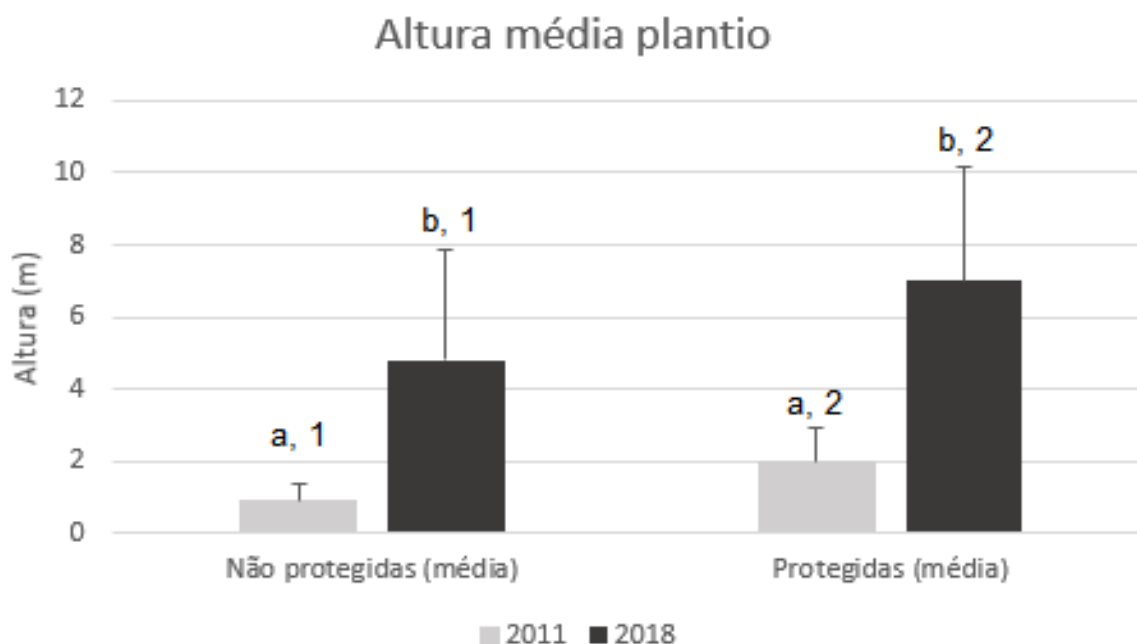


Figura 10: Valores médios de altura (m) \pm desvio padrão de indivíduos utilizados no plantio inicial agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

Assim como foi observado para o crescimento em altura, os indivíduos plantados apresentaram ganho no diâmetro na altura do peito (DAP), com as áreas não protegidas apresentando menores valores em comparação às áreas protegidas (**Figura 11**).

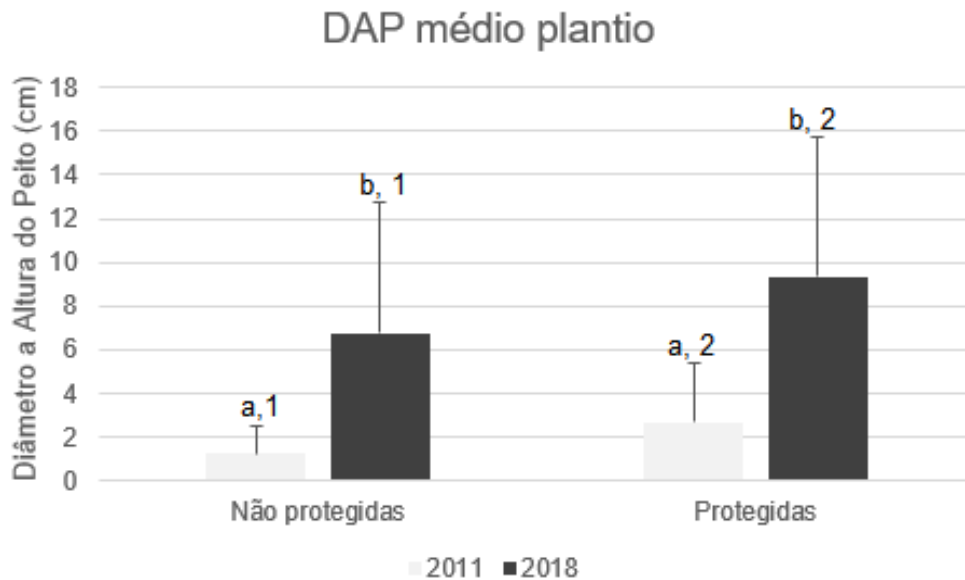


Figura 11: Diâmetro médio \pm desvio padrão na Altura do Peito (DAP), em centímetros, de indivíduos utilizados no plantio inicial, com altura ≥ 130 cm, agrupados por condição das áreas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

A sobrevivência das mudas plantadas variou de 81,4% a 14,6%, sendo os menores valores nas áreas não protegidas (1 e 2) quando comparada às áreas protegidas pela presença de cercas (3, 4 e 5). A área protegida 4, que sofreu uma queimada acidental logo após o censo de 2011, apresentou menor sobrevivência dentre as áreas protegidas (**Figura 12**).

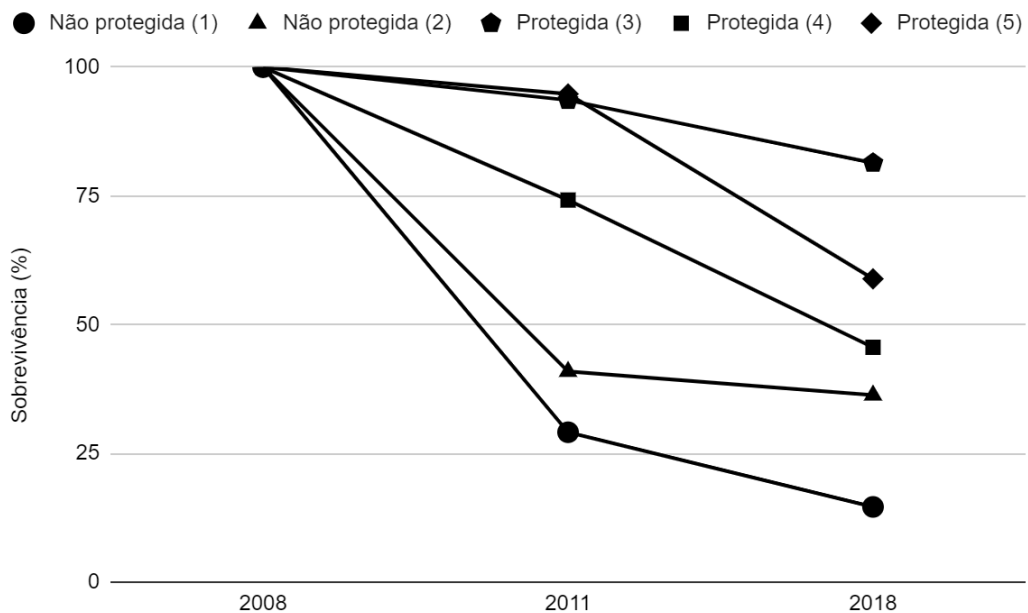


Figura 12: Sobrevivência, em porcentagem, de mudas inicialmente plantadas por áreas.

De modo geral, houve uma diminuição na densidade de indivíduos plantados ao longo dos anos, com uma tendência de maior mortalidade nos primeiros anos de plantio, principalmente em áreas não protegidas (**Figura 13**).

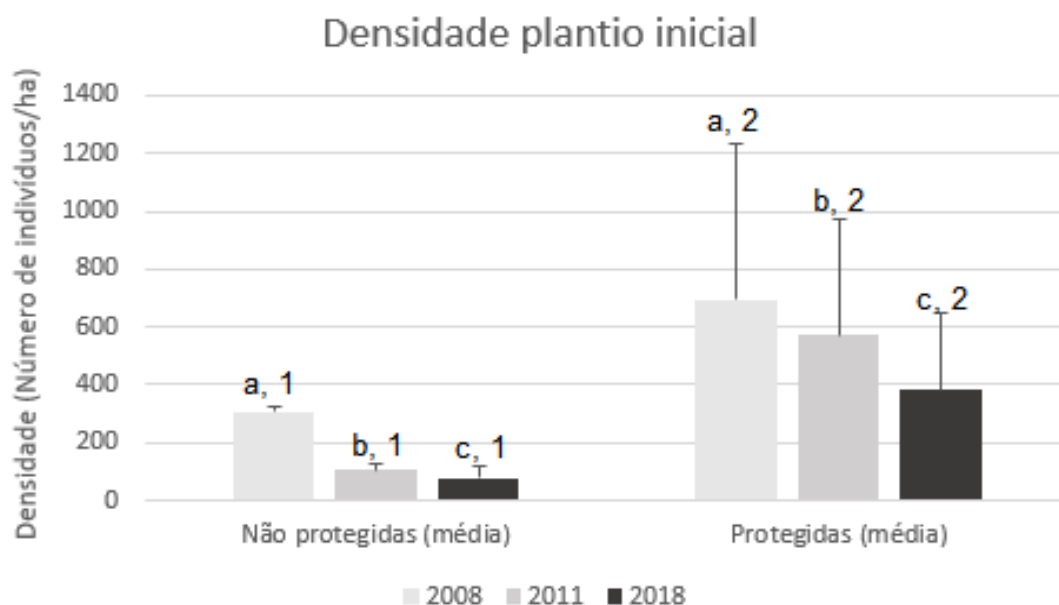


Figura 13: Valores médios de densidade \pm desvio padrão de indivíduos utilizados no plantio inicial agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

4.2. Avaliação da regeneração natural

Em 2011 foram amostrados para as áreas estudadas 43 indivíduos regenerantes distribuídos em 9 famílias botânicas e 13 espécies (**Figura 14A**). As famílias com o maior número de espécies regenerantes foram Fabaceae (4), seguida de Myrtaceae com 2 espécies. As demais famílias amostradas ocorreram com apenas 1 espécie cada. Anacardiaceae apresentou maior abundância de indivíduos regenerantes (16) (**Figura 14B**), todos de *S. terebinthifolia*, que ocorreu em 4 das 5 áreas.

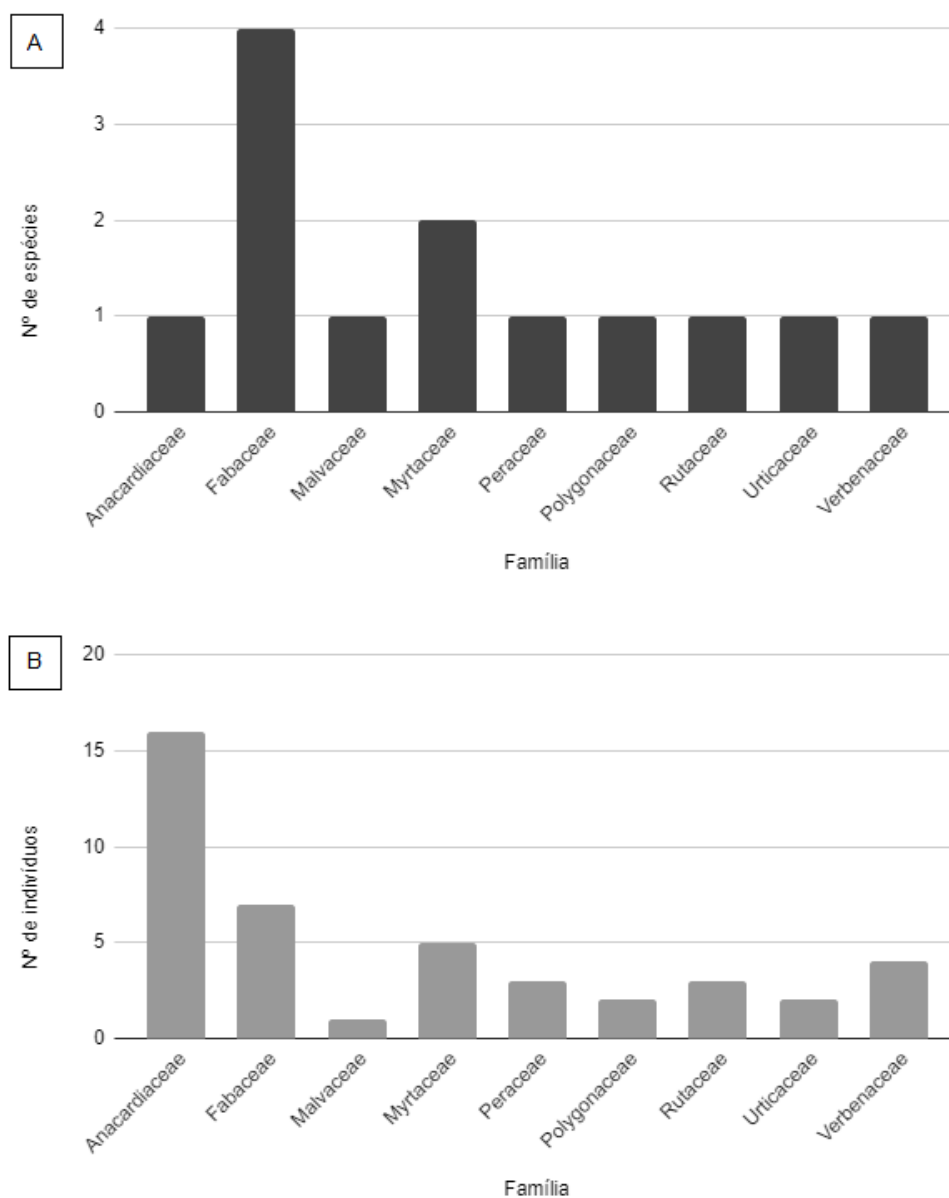


Figura 14: Número de espécies (A) e indivíduos (B) regenerantes por família amostrados em todas as áreas no ano de 2011.

Em 2018, ocorreu um aumento expressivo de regenerantes. Neste ano, foram amostrados 452 indivíduos regenerantes, distribuídos em 15 famílias botânicas e 37 espécies. Aproximadamente 4% dos indivíduos regenerantes não puderam ter sua identificação confirmada. A família com o maior número de espécies foi Fabaceae, com 14 espécies, enquanto as outras famílias ocorreram com duas ou apenas uma espécie (**Figura 15A**). Anacardiaceae foi a família com o maior número de indivíduos (165), seguida por Fabaceae (132) (**Figura 15B**).

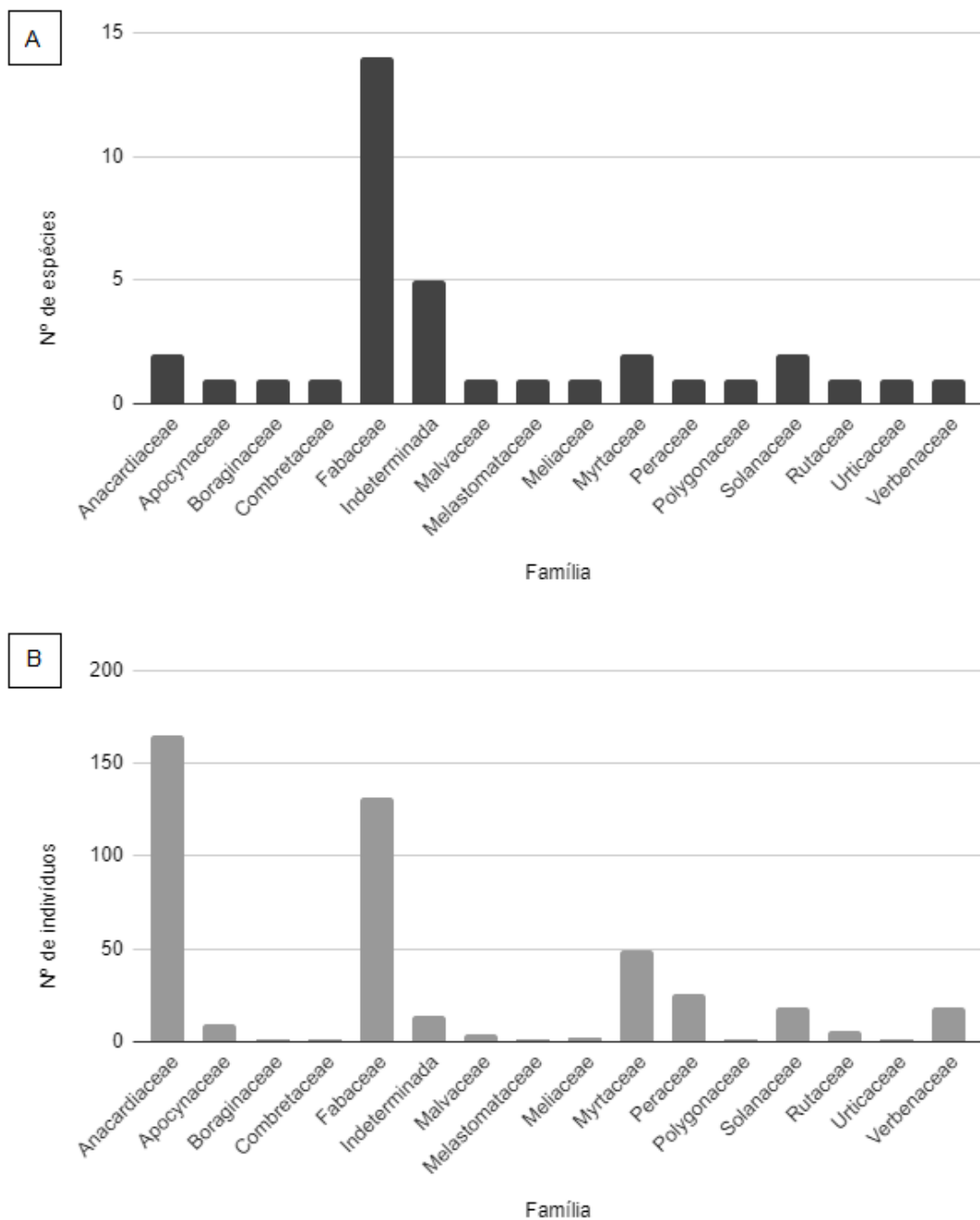


Figura 15: Número de espécies (A) e indivíduos (B) regenerantes por família amostrados em todas as áreas no ano de 2018.

Dentre os 165 indivíduos regenerantes de Anacardiaceae, 164 pertenciam à espécie *S. terebinthifolia*. As cinco espécies mais representativas nas áreas, compreenderam 61,1% dos indivíduos regenerantes (**Tabela 1**) (ver Anexo III, para a listagem de espécies e indivíduos regenerantes amostrados em cada área nos anos de 2011 e 2018).

Tabela 1: Espécies regenerantes mais representativas na amostragem em 2018. Os asteriscos indicam espécies cultivadas (***).

Família	Espécie	Abundância	Frequência relativa (%)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	164	36,3
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels ***	41	9,1
Peraceae	<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M.Johnst.	26	5,7
Fabaceae	<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	23	5,1
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	22	4,9
Outras	32	176	38,9

Quanto à origem dos regenerantes (alóctone ou autóctone), as áreas que foram plantadas com menor número de mudas e espécies (NP1 e NP2 e P5) foram observados maiores porcentagens de indivíduos regenerantes de espécies alóctones (**Figura 16**).

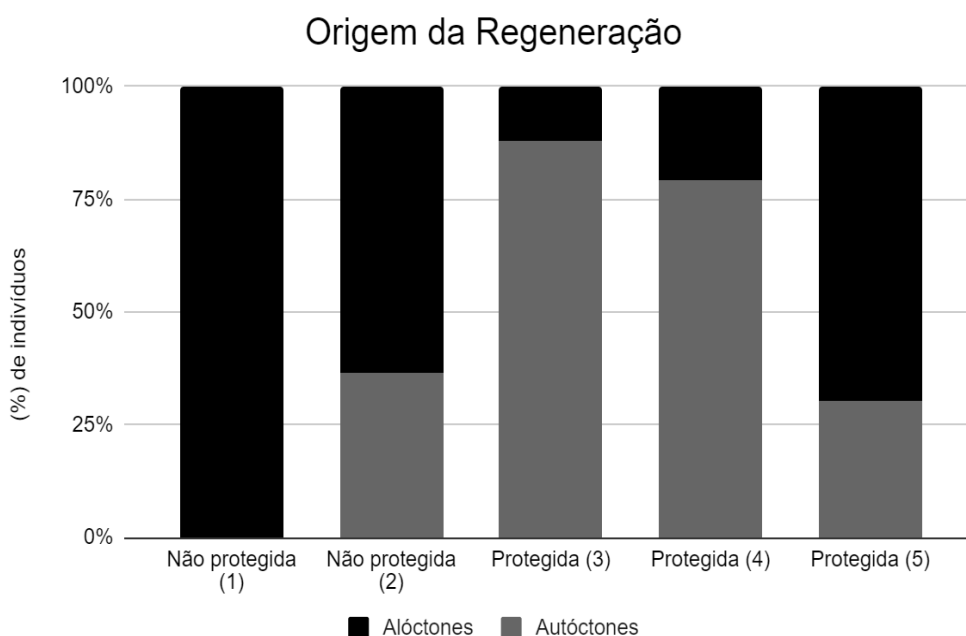


Figura 16: Porcentagem de indivíduos regenerantes de espécies autóctones e alóctones por área amostrados em 2018.

Quanto à dispersão, foi observado que em 2018 as áreas apresentaram padrões semelhantes na amostragem, com as espécies zoocóricas representando, no mínimo, 50% das espécies regenerantes nas áreas, seguidas por autocóricas, representando pelo menos 25%. Espécies anemocóricas corresponderam a no máximo 12,5% (**Figura 17**).

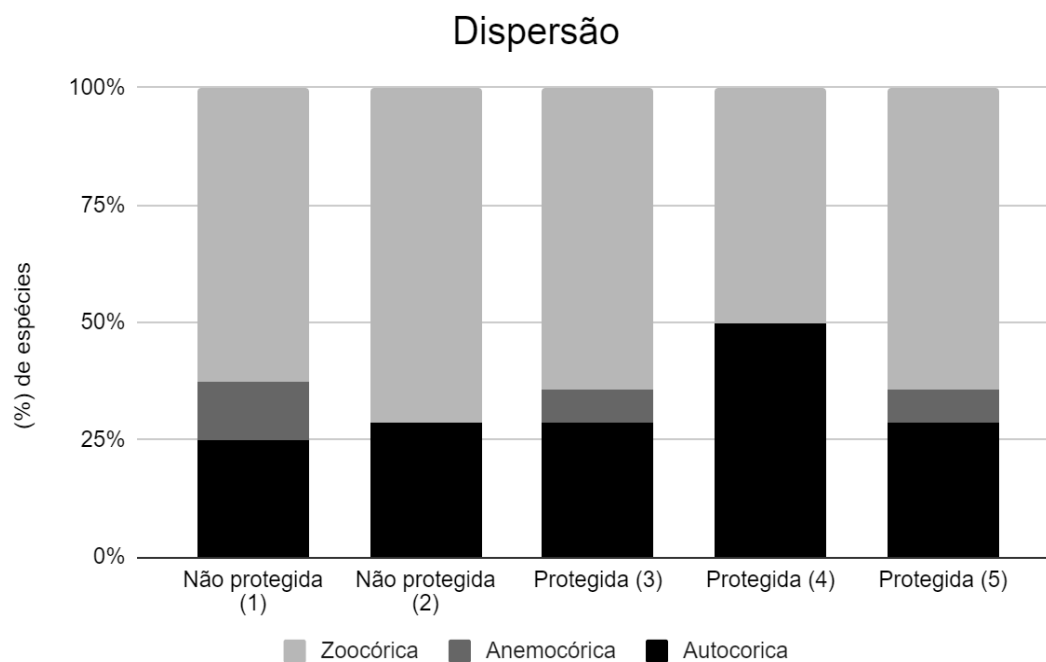


Figura 17: Porcentagem de espécies regenerantes zoocóricas, autocóricas e anemocóricas por área, amostradas em 2018.

Quanto ao grupo sucessional (**Figura 18**), pelo menos 75% das espécies nas áreas foram classificadas como pioneiras. A área protegida 3 não apresentou nenhuma espécie classificada como não pioneira.

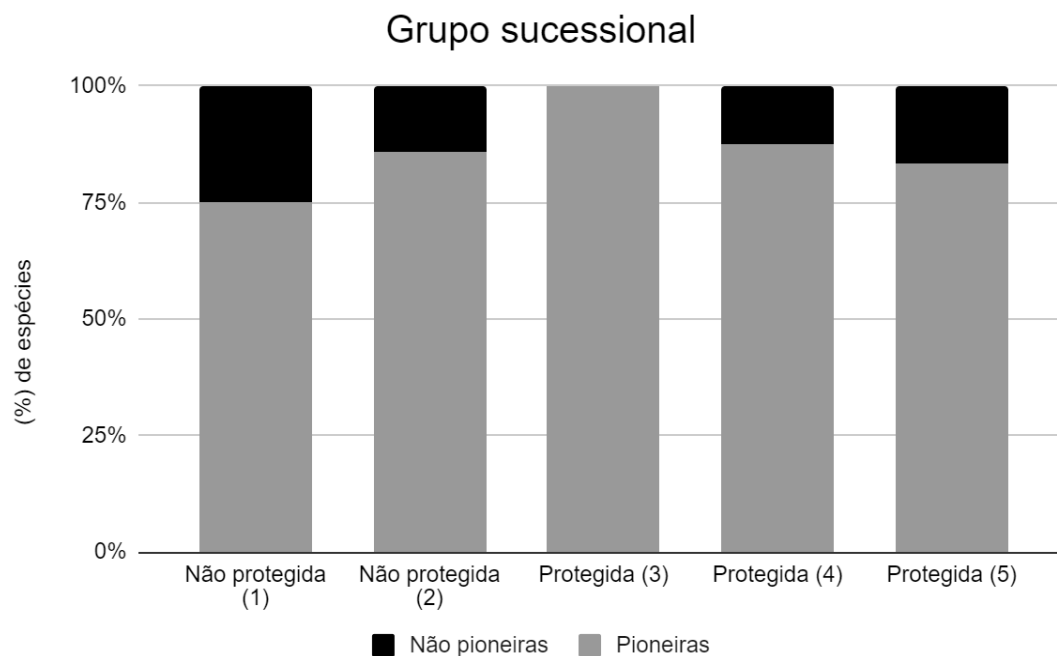


Figura 18: Porcentagem de espécies regenerantes classificadas por grupo sucessional, por área, amostradas em 2018.

O número de espécies e indivíduos regenerantes aumentou em todas as áreas (**Figuras 19**) ao longo de 10 anos. De todas as áreas estudadas, as áreas protegidas 3 e 5 apresentaram o maior número de indivíduos e espécies regenerantes desde o início do monitoramento. As áreas não protegidas apresentaram menor riqueza de espécies regenerantes, exceto quando comparada com a P4 em 2018 e menor abundância de regenerantes quando comparadas às áreas protegidas, tanto na amostragem de 2011 quanto na de 2018.

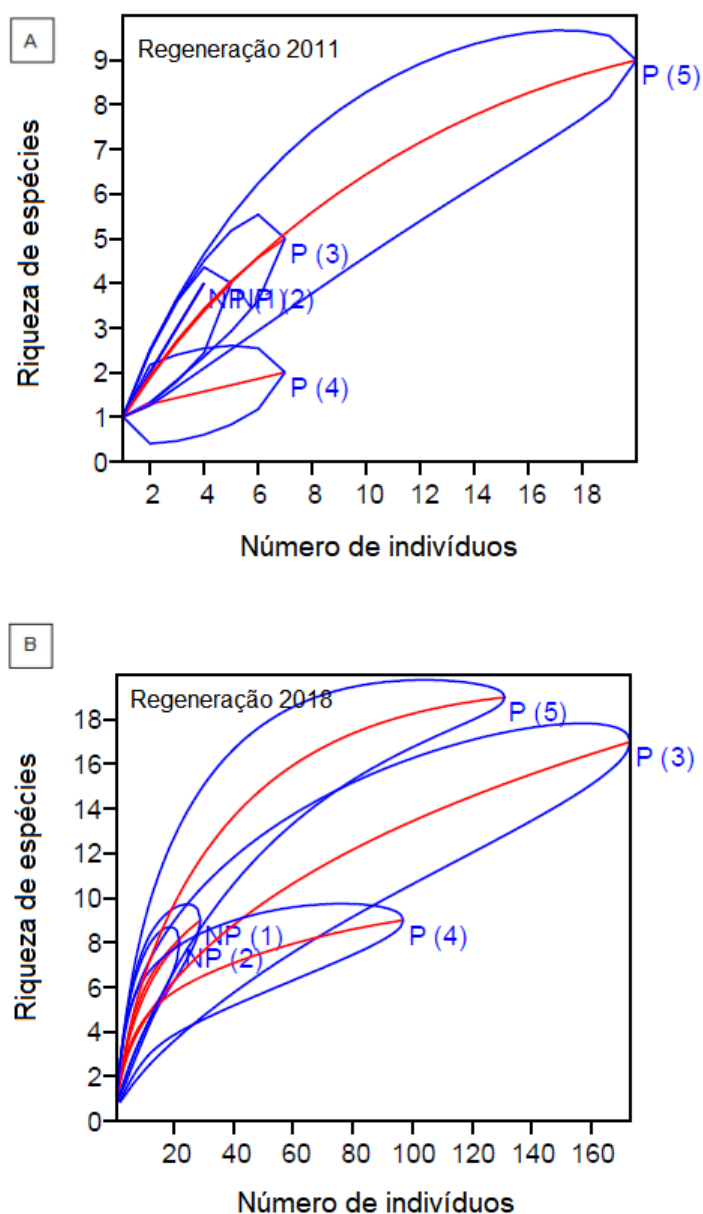


Figura 19: Curvas de rarefação (IC 95%) para as espécies regenerantes em função da abundância de indivíduos em áreas não protegidas (NP) 1 e 2 e áreas protegidas (P) 3, 4 e 5 nos anos de 2011 (A) e 2018 (B).

Quanto à similaridade de espécies regenerantes, as áreas estudadas apresentaram baixos valores de similaridade em 2011 ($< 0,3$), utilizando-se o

coeficiente de Jaccard, (**Figuras 20 A e B**). Em 2018, as áreas 3 e 4 ficaram ainda mais dissimilares, enquanto as áreas NP 1 e 2 e P 5, que são adjacentes, ficaram ainda mais similares. Porém, o índice de Jaccard permaneceu inferior a 0,5.

Quando a similaridade de espécies regenerantes foi avaliada através do índice de Morisita-Horn, foi observado um padrão de similaridade entre as áreas bem distinto do observado utilizando-se o coeficiente de Jaccard (**Figuras 20 C e D**). Em 2011, P4 e P5 apresentaram alta similaridade de espécies regenerantes, sendo a NP 1 a área que apresentou menor similaridade com as demais áreas. Em 2018, as áreas obtiveram maior semelhança ($\geq 0,48$). A área NP 1 continuou a mais dissimilar entre as áreas, enquanto as áreas 3 e 4, adjacentes, obtiveram alta similaridade (0,72).

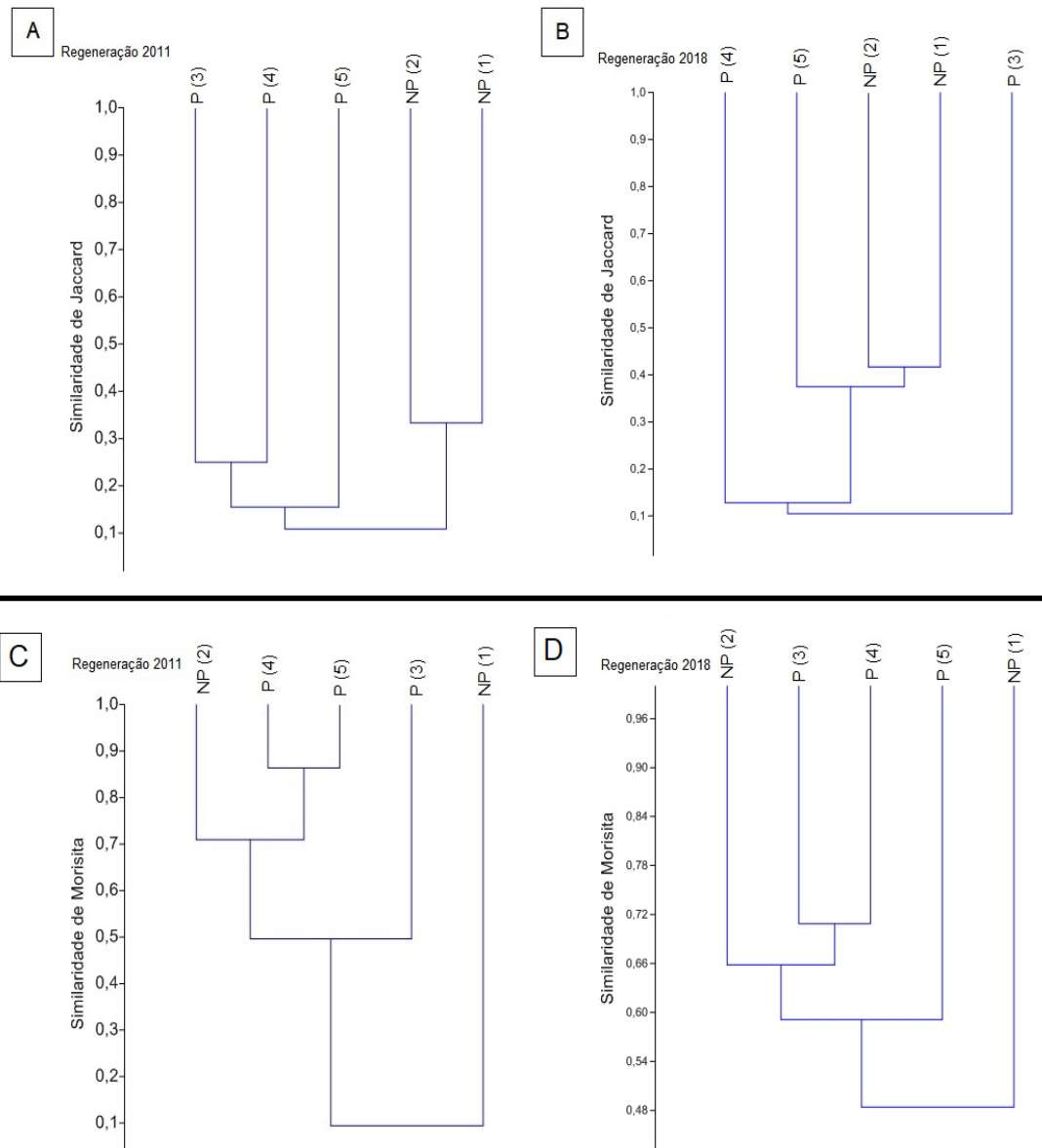


Figura 20: Dendrogramas de similaridade de Jaccard (A e B) e Morisita Horn (C e D), referentes à regeneração natural nos anos de 2011 (A e C) e 2018 (B e D).

A altura média dos indivíduos regenerantes aumentou em todas as áreas estudadas (**Figura 21**) entre 2011 e 2018, porém ocorreu diferença significativa (teste t, $p < 0,05$) entre as áreas apenas em 2018. Nas áreas protegidas foram encontrados alguns indivíduos com altura variando entre 10 m e 14 m, enquanto nas áreas não protegidas a altura máxima foi 7 m.

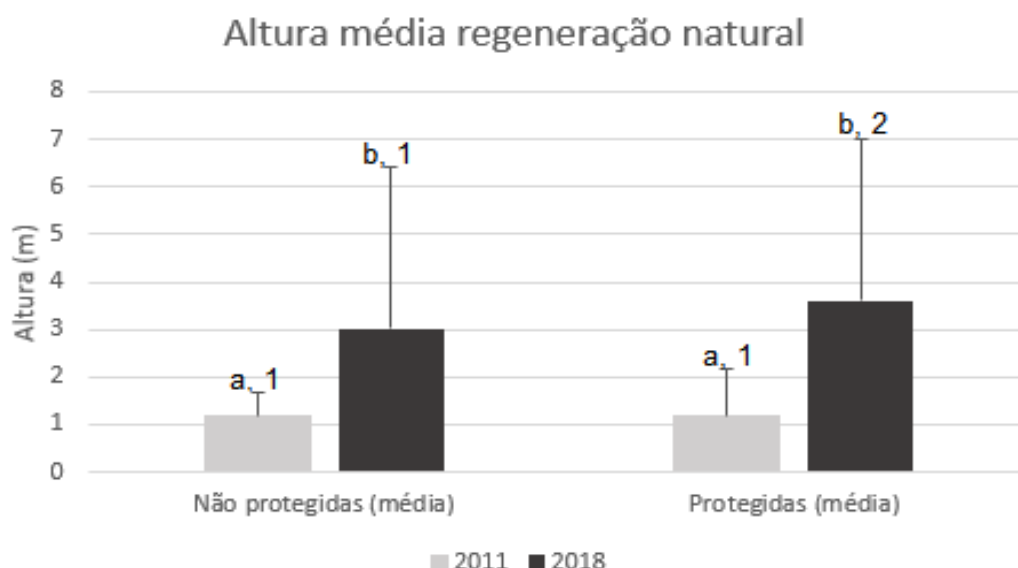


Figura 21: Valores médios de altura (m) \pm desvio padrão dos indivíduos regenerantes agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano

Os indivíduos regenerantes também apresentaram aumento do DAP ao longo dos anos, porém não houve diferença significativa (teste t, $p > 0,05$) entre áreas protegidas e não protegidas (**Figura 22**) tanto para 2011 quanto para 2018.

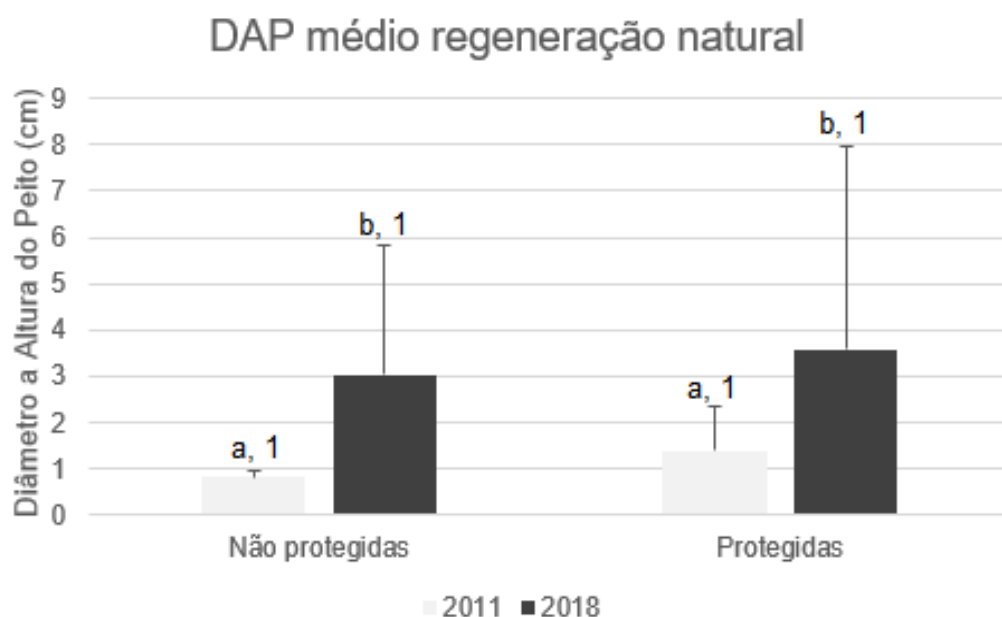


Figura 22: Diâmetro médio \pm desvio padrão na Altura do Peito (DAP), em centímetros, de indivíduos regenerantes com altura ≥ 130 cm agrupados por condição das áreas. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

A densidade de indivíduos regenerantes aumentou significativamente (teste t, $p < 0,05$) em todas as áreas entre 2011 e 2018, com as áreas protegidas

apresentando um número muito maior de indivíduos regenerantes (teste t, $p < 0,05$) em comparação às áreas não protegidas (**Figura 23**).

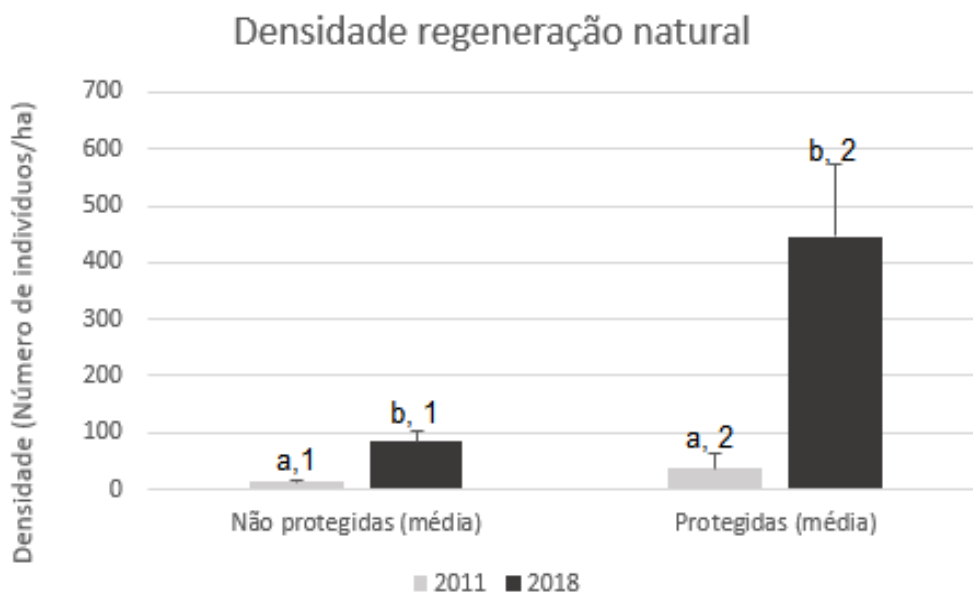


Figura 23: Valores médios de densidade \pm desvio padrão de indivíduos regenerantes, agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano

4.3. Avaliação geral das áreas após 10 anos de estudo

Em 2018, foram amostrados um total de 841 indivíduos, incluindo mudas plantadas e regenerantes, distribuídos em 23 famílias botânicas e 50 espécies. Fabaceae foi a família que obteve maior riqueza (15), seguida de Anacardiaceae (3) e Myrtaceae (3) (**Figura 24A**). As demais famílias foram compostas por apenas 2 ou 1 espécies. Anacardiaceae, Fabaceae e Myrtaceae também foram as famílias que apresentaram o maior número de indivíduos (288, 278 e 64, respectivamente), representando 76% dos indivíduos amostrados (**Figura 24B**).

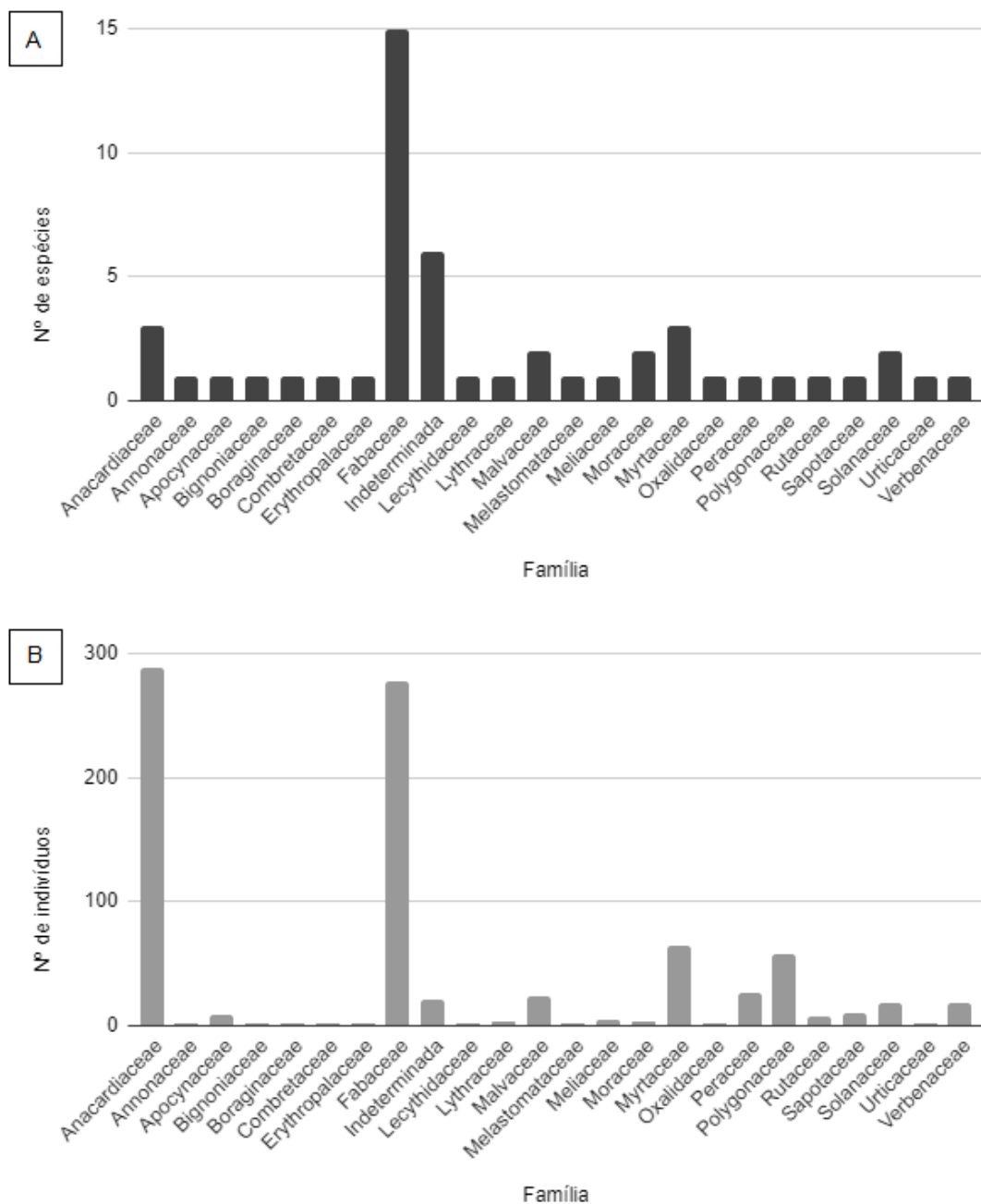


Figura 24: Número de espécies (A) e indivíduos (B) total (plântio e regeneração) por família amostrados em todas as áreas no ano de 2018.

Na tabela 2 estão listadas as cinco espécies mais representativas em número de indivíduos, representando 62,7% dos indivíduos amostrados em 2018. A espécie *Schinus terebinthifolia* correspondeu a 32,1% dos indivíduos totais amostrados nas áreas.

Tabela 2: Espécies mais representativas, dentre indivíduos plantados e regenerantes, nas áreas no ano de 2018. Os asteriscos indicam espécie cultivada (***)

Família	Espécie	Abundância	Frequência relativa (%)
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	270	32,1
Fabaceae	<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	131	15,6
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	57	6,8
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels ***	43	5,1
Fabaceae	<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M.Johnst.	26	3,1
Outras	45	314	37,3

As áreas protegidas apresentaram maior número de indivíduos (144, 268 e 332) e maior riqueza de espécies (19, 22 e 24) quando comparadas às áreas não protegidas (43 e 56 indivíduos; 10 e 12 espécies) (**Figura 25**). A área P3 foi a que apresentou a maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos dentre todas as áreas estudadas.

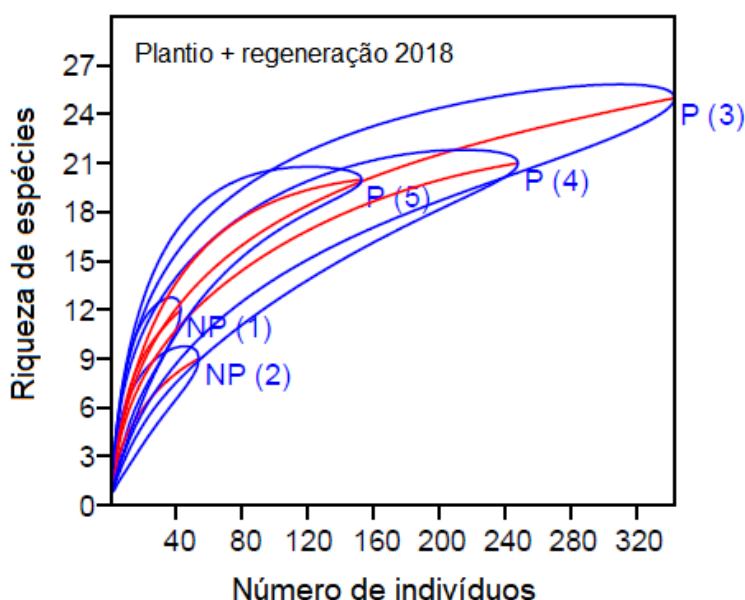


Figura 25: Curvas de rarefação (IC 95%) referentes a riqueza de espécies de indivíduos plantados e regenerantes em função da abundância de indivíduos nas áreas não protegidas (NP) 1 e 2 e protegidas (P) 3, 4 e 5.

O índice de diversidade de Shannon para as áreas variou entre 1,54 e 2,39 e o índice de equabilidade de Pielou ficou acima de 0,7 para todas as áreas, alcançando o maior valor (0,9) na área NP1 (**Tabela 3**).

Tabela 3: Parâmetros analisados para indivíduos amostrados nas áreas estudadas. Ni = número de indivíduos por área (0,3 ha); Nsp = Número de espécies; H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; J = índice de equabilidade de Pielou.

Área	Ni	Nsp	H'	J
Não protegida (1)	43	12	2,23	0,9
Não protegida (2)	56	10	1,64	0,71
Protegida (3)	332	24	2,23	0,7
Protegida (4)	268	22	2,21	0,72
Protegida (5)	144	19	2,27	0,77

Quanto à similaridade de espécies, foram encontrados valores do índice de Jaccard variando de 0,12 a 0,48 (**Figura 26A**), com as áreas NP1 e NP2 e as P3 e P4 apresentando maior similaridade. Já em relação aos valores encontrados utilizando-se o índice de Morisita, foi observado valores entre 0,34 a 0,86 (**Figura 26B**), com as áreas P3 e P4 apresentando a maior similaridade e a área NP1 como a mais dissimilar entre todas as áreas.

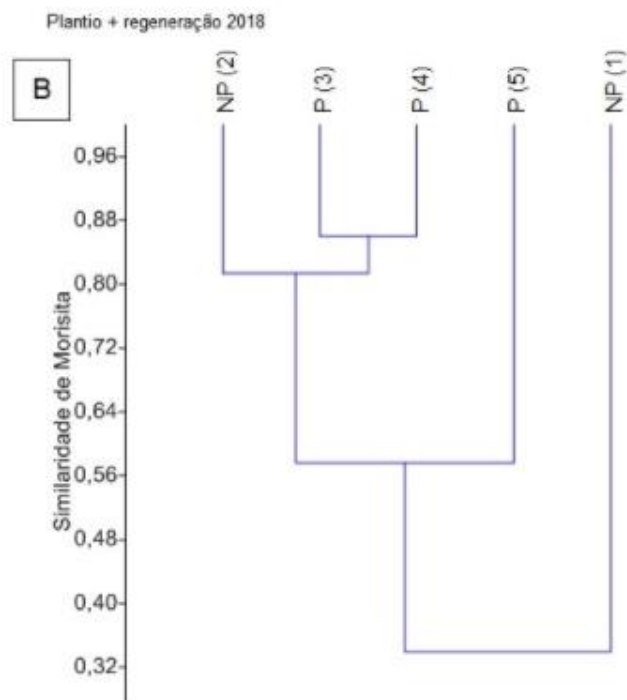
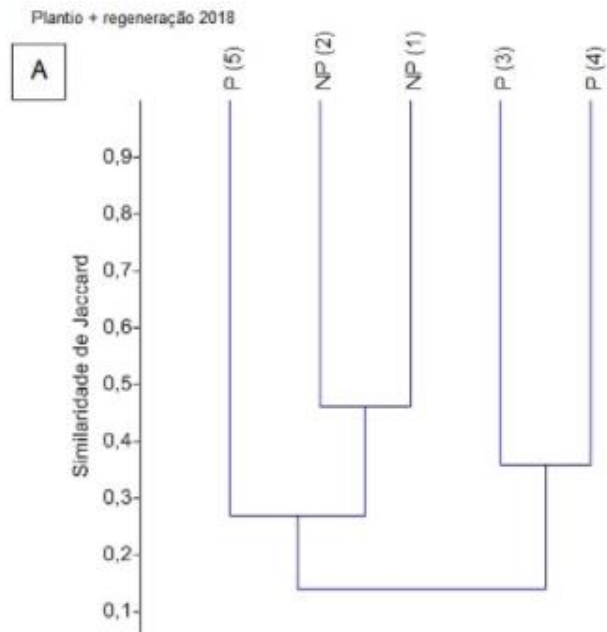


Figura 26: Dendrogramas gerais de similaridade de Jaccard (A) e Morisita (B) das mudas e regenerantes amostrados nas áreas não protegida (NP) 1, 2, e protegida (P) 3, protegida 4 (P4) e protegida 5 (P5) em 2018.

Todas as áreas apresentaram um aumento na altura dos indivíduos ao longo do estudo (**Figura 27**), com maiores valores médios de altura (teste t, $p < 0,05$) para áreas protegidas comparativamente a áreas não protegidas.

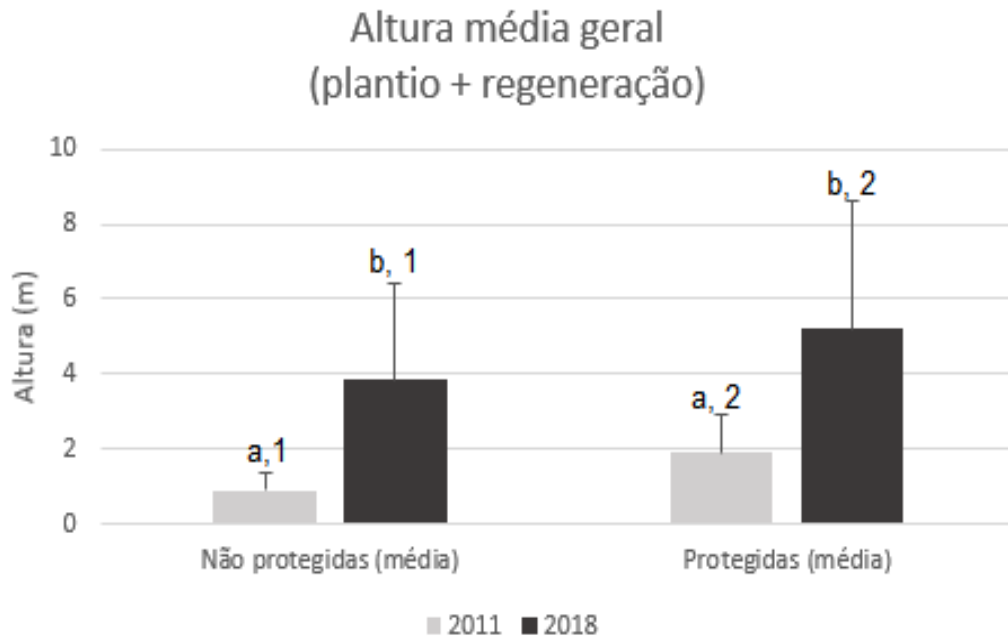


Figura 27: Valores médios de altura (m) \pm desvio padrão de indivíduos plantados e regenerantes agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

Também houve um aumento do diâmetro médio na altura do peito (DAP), havendo diferença significativa (teste t, $p < 0,05$) entre as áreas não protegidas e áreas protegidas, com maior crescimento para as áreas protegidas (**Figura 28**).

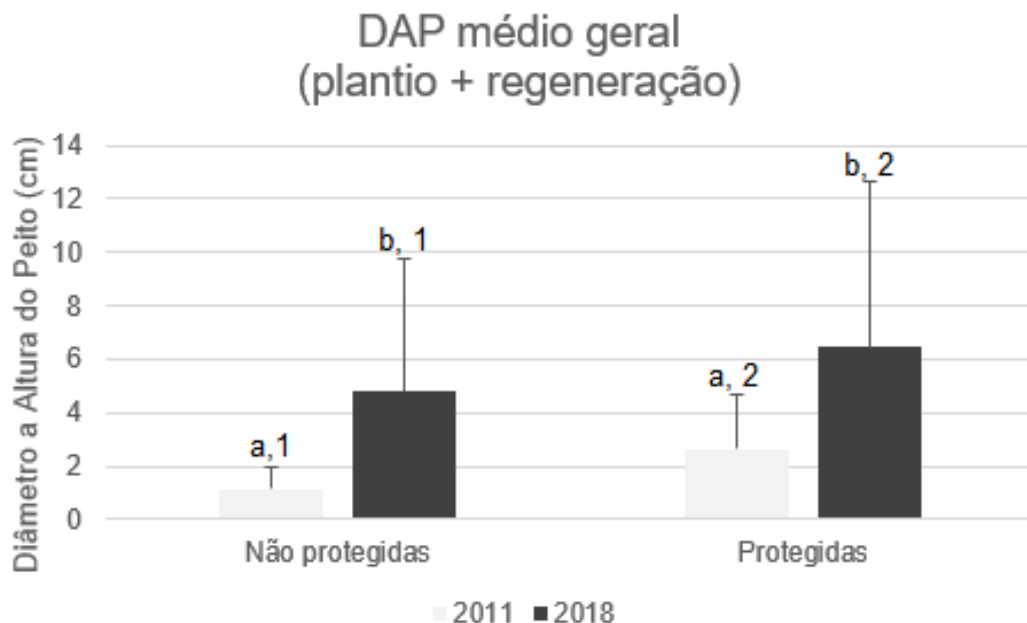


Figura 28: Diâmetro médio na Altura do Peito (DAP) \pm desvio padrão, em centímetros, de todos os indivíduos ≥ 130 cm amostrados em 2018, agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

A densidade total de indivíduos plantados e regenerantes nas áreas aumentou ao final de 10 anos do plantio inicial (**Figura 29**), porém áreas não protegidas obtiveram menor densidade de indivíduos em comparação às áreas protegidas que apresentou diferença significativa entre os anos (teste t, $p < 0,05$).

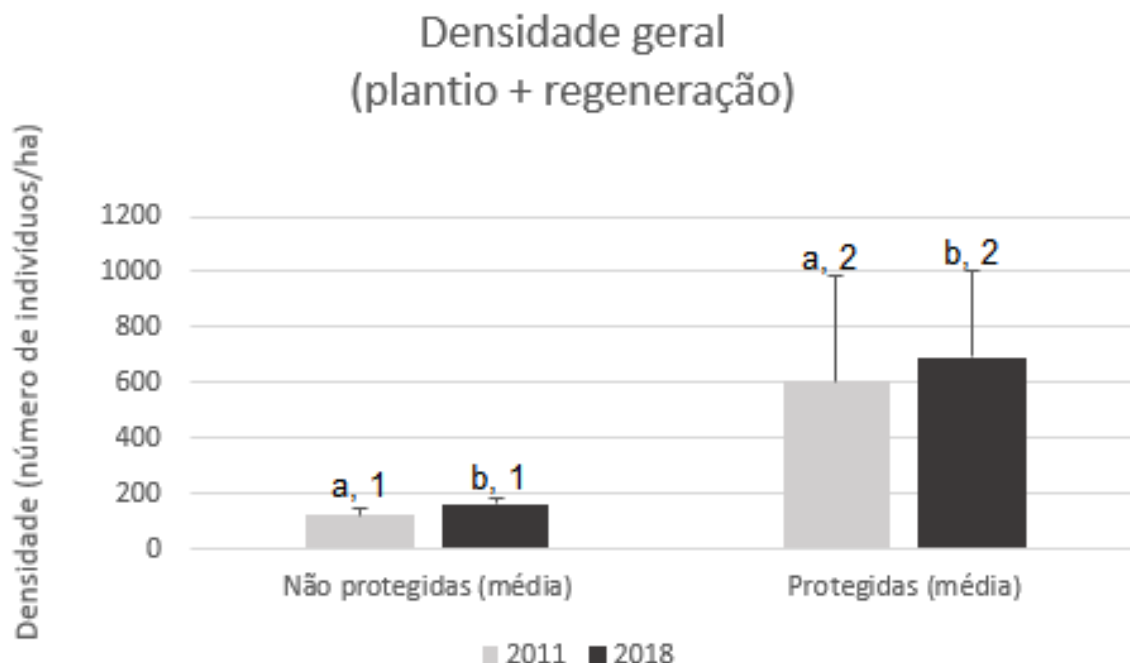


Figura 29: Valores médios de densidade \pm desvio padrão de indivíduos plantados e regenerantes, agrupados por condição das áreas (protegidas e não protegidas). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos (2011 e 2018) para a mesma condição (p protegida ou não protegida) e números diferentes indicam diferenças significativas entre diferentes condições para o mesmo ano.

As análises comparativas das áreas estudadas para os anos de 2010, 2017 e 2019 a partir de imagens obtidas pelo Google Earth Pro (**Figuras 30-32**) permitiram o verificar o incremento da cobertura vegetal ao longo dos anos. Pelas imagens foi possível perceber que nas áreas não protegidas (**Figuras 30**) houve pouca evolução da vegetação no local onde foi realizado o plantio em comparação às áreas protegidas (**Figuras 31 e 32**). Nota-se que também houve um incremento na cobertura da vegetação ao entorno dos plantios nas áreas protegidas.

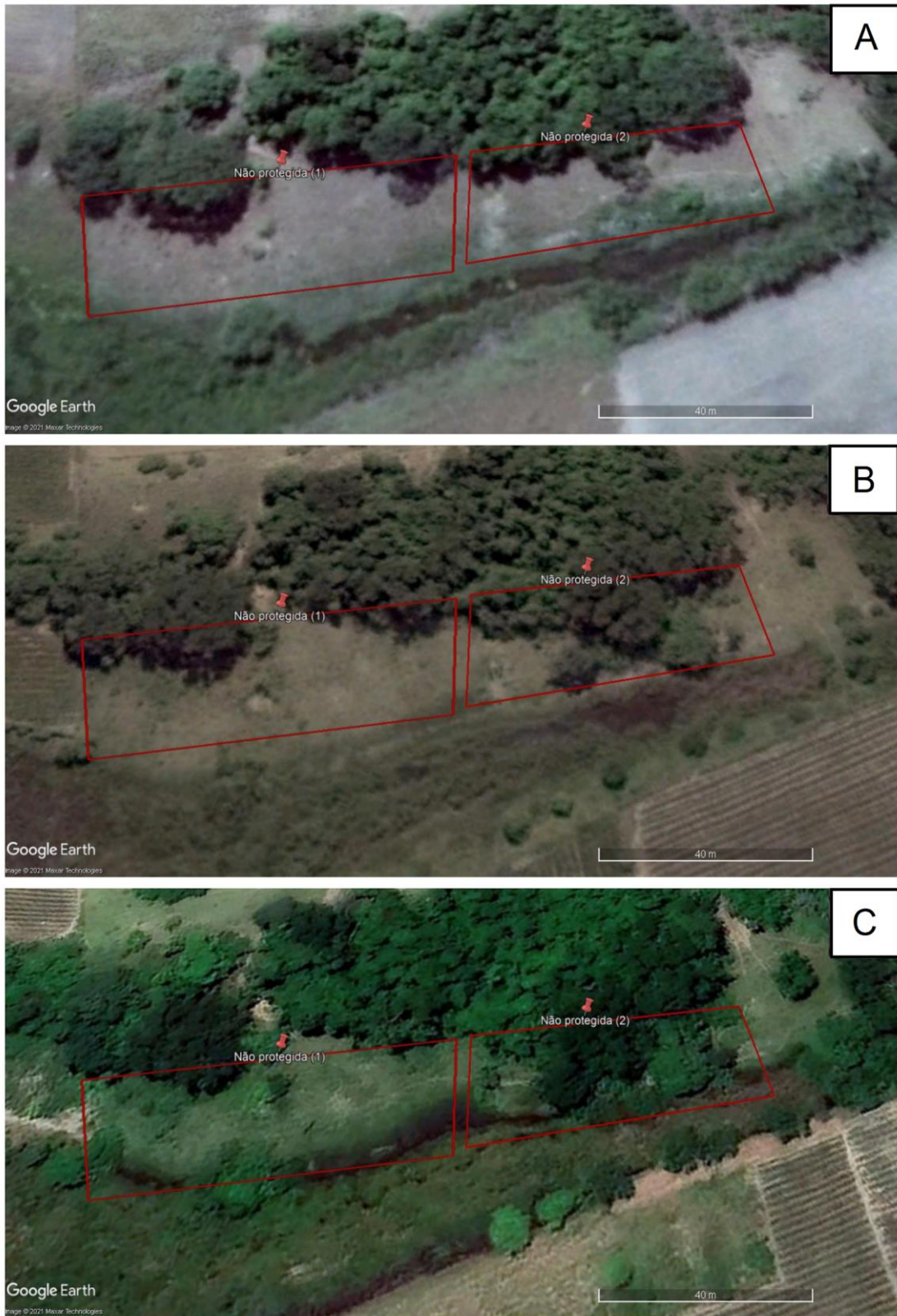


Figura 30: Imagens retiradas do Google Earth que mostram o incremento da cobertura vegetal das áreas Não Protegidas 1 e 2 (áreas conjugadas, delimitadas em vermelho) nos anos 2010 (A), 2017 (B) e 2019 (C).

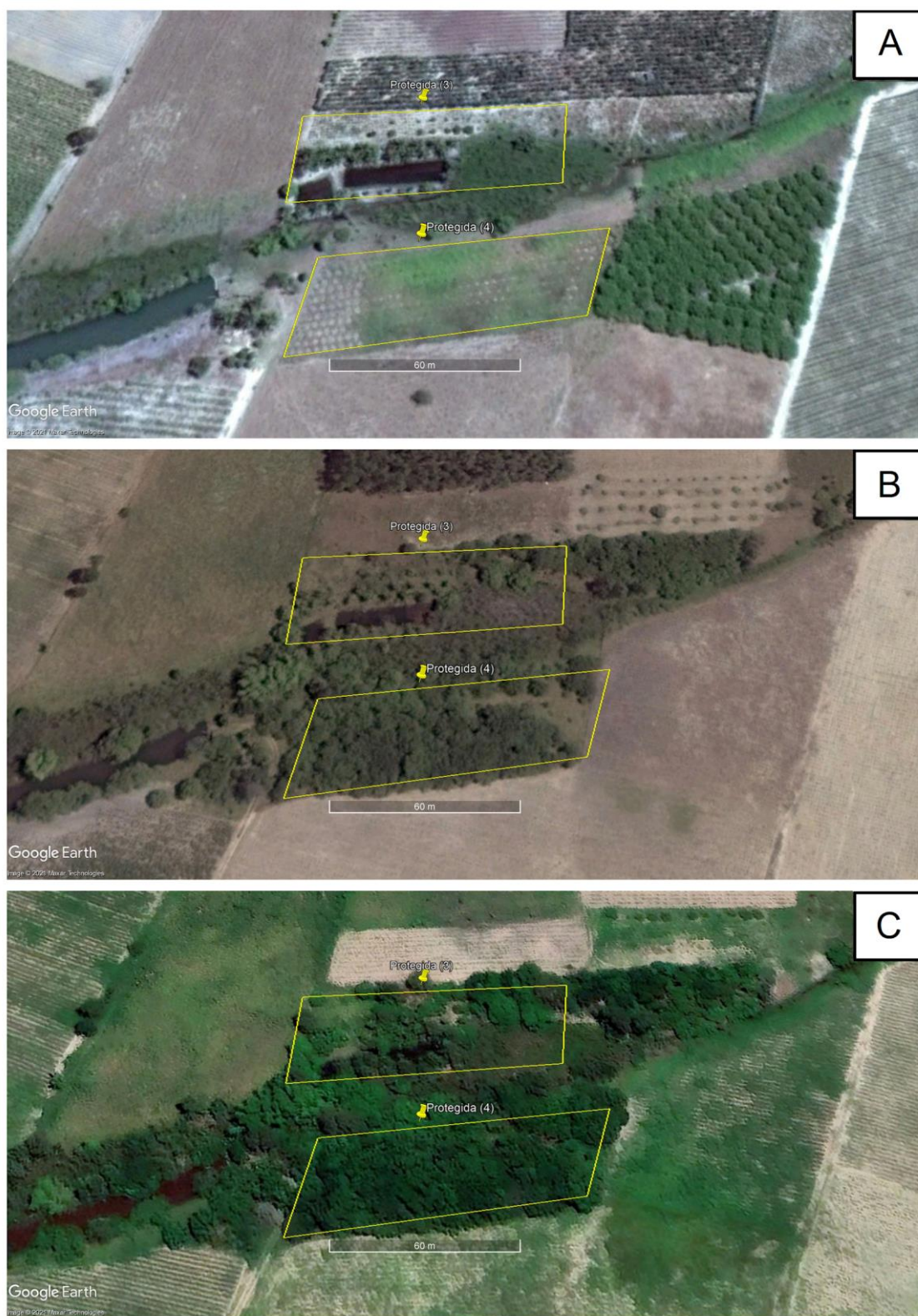


Figura 31: Imagens retiradas do Google Earth que mostram o incremento da cobertura vegetal das áreas Protegidas 3 (área superior delimitada em amarelo) e 4 (área inferior delimitada em amarelo) nos anos 2010 (A), 2017 (B) e 2019 (C).



Figura 32: Imagens retiradas do Google Earth mostram o incremento da cobertura vegetal da área Protegida 5 (área delimitada em amarelo) nos anos 2010 (A), 2017 (B) e 2019 (C).

5. DISCUSSÃO

As medições realizadas nos plantios estudados indicaram que 35% dos indivíduos plantados pertenciam a diferentes espécies de Fabaceae (10 spp.). Este fato parece estar relacionado ao uso constante de espécies dessa família em ações de restauração ecológica, sendo descrito e recomendado por muitos autores e manuais técnicos para recuperação de áreas degradadas devido às altas taxas de sobrevivência, potencial econômico, rápido crescimento e facilidade de adaptação, além de contribuir para a melhora das condições do solo, principalmente devido à fixação biológica de nitrogênio, o que contribui para o estabelecimento de novas espécies (RIZZINI, 1979; CAMPELLO, 1998; OLIVEIRA *et al.*, 2003; GONÇALVES *et al.*, 2008; MORAES *et al.*, 2013). Além disso, muitas espécies de Fabaceae possuem grande plasticidade ecológica, a qual permite que habitem ambientes em situações adversas (ARAÚJO, 2006). Essas características também colaboram para que essa família também seja, em geral, a mais rica em espécies e indivíduos da regeneração natural (HIGUCHI *et al.*, 2006; FERREIRA *et al.*, 2010; KELLERMAN *et al.*, 2010), conforme observado neste estudo. Fabaceae possui grande representatividade na região, sendo encontrada entre as mais importantes em número de espécies e indivíduos em fragmentos de floresta estacional semidecidual do norte fluminense (SILVA & NASCIMENTO, 2001; NASCIMENTO & LIMA, 2008; DAN *et al.*, 2010; FORTES *et al.*, 2020).

A escolha de espécies da família Anacardiaceae, segunda família mais rica e abundante no plantio inicial, parece estar relacionado às preferências dos produtores, visto que muitas de suas espécies possuem importância econômica por apresentar madeira de alta qualidade e/ou por fornecerem frutos de importância comercial ou regional (LUZ, 2012), como por exemplo, caju (*Anacardium occidentale* L.) e cajás (*Spondias* spp.) e como no caso da aroeira ou pimenta-rosa (*S. terebinthifolia*) por ser de fácil obtenção de mudas, apresentar ótimo estabelecimento na região e ser uma boa fonte atrativa de fauna dispersora, principalmente aves (LORENZI, 2002), além de seu fruto possuir valor comercial como condimento alimentar muito apreciado na culinária (Lorenzi & MATOS, 2002).

Das cinco espécies mais abundantes no estrato regenerante dos plantios estudados, quatro (*S. terebinthifolia*, *S. cumini*, *S. tubulosa* e *A. colubrina*) são

espécies que foram plantadas. O sucesso no estabelecimento de seus indivíduos, representando cerca de 56% dos regenerantes amostrados, demonstra a importância do plantio para o estrato regenerante. É importante ressaltar que estas espécies são exóticas invasoras (*S. tubulosa* e *S. cumini*) ou, embora nativa da Mata Atlântica (*S. terebinthifolia*), possui agressividade competitiva por possuir característica de dominar áreas, apresentando comportamento de espécie invasora (GOMES *et al.*, 2013).

Samanea tubulosa, embora nativa do Brasil, não ocorre na Mata Atlântica, sendo reportada apenas para a Amazônia, Cerrado e Pantanal (MORIM, 2020). Esta espécie é pioneira, fortemente exigente em luz, ocorre preferencialmente em capoeiras e áreas abertas como colonizadora em várzeas aluviais e margem de rios, onde o solo é bem suprido de água e de boa fertilidade (LORENZI, 2002).

A segunda espécie mais abundante dentre os indivíduos regenerantes, *Syzygium cumini* L, é originária da Ásia, popularmente conhecida como jamelão, é uma espécie exótica invasora (PORTARIA IAP nº074, 2007; LEÃO *et al.* 2011) que possui grande produção de frutos e sementes com dispersão zoocórica, o que contribui para sua regeneração natural. Essa espécie é citada em outros estudos de recuperação de áreas degradadas e sua grande abundância no estrato regenerante também foi encontrada em áreas reflorestadas de mata ciliar em São Paulo (NÓBREGA *et al.* 2008). Assim, estas espécies podem estar retardando ou mesmo impedindo o estabelecimento de outras espécies nativas.

Um ponto a destacar foi o fato de *Triplaris americana* L. ocorrer como a terceira espécie mais representativa dos plantios, sendo utilizada no plantio em três das cinco áreas estudadas, porém no estrato regenerante sua representatividade foi baixa, com apenas um indivíduo regenerante em 2018. Esta espécie é comumente usada em projetos de reflorestamento por sua conhecida resistência ao estresse abiótico e rápido crescimento, atuando como pioneira em áreas abertas (FRIGIERI *et al.*, 2016).

O grande número de indivíduos de *S. terebinthifolia* utilizados no plantio inicial pode ter contribuído para que essa espécie seja a mais abundante dentre os indivíduos regenerantes e conseqüentemente, a mais abundante dentre todas as espécies presentes nas áreas. Em geral, *S. terebinthifolia* é amplamente utilizada em trabalhos de recuperação de áreas degradadas, incluindo projetos de recuperação de mata ciliar e ambientes contaminados por compostos químicos (SILVA, 2008). Além disso, essa espécie possui características para

uma rápida regeneração natural, devido ao caráter de pioneirismo e agressividade competitiva, facilidade de germinação, elevada rusticidade, rápido crescimento e disseminação de semente por pássaros (KAGEYAMA & GANDARA, 2000; LORENZI, 2002; MEDEIROS & ZANON, 1998). Essas características fazem com que essa espécie possa ser considerada invasora, competindo com a vegetação nativa e formando densas monoculturas, podendo ser uma ameaça à biodiversidade (GOMES *et al.*, 2013). A presença de espécies invasoras ou hiper abundantes representam um grupo de organismos altamente eficientes na competição por recursos, que se proliferam sem controle, passando a representar uma ameaça ao equilíbrio do ecossistema (ASSIS *et al.*, 2013).

Pera heteranthera (Schrank) I.M.Johnst destacou-se por ser a terceira espécie com o maior número de indivíduos regenerantes mesmo não tendo sido utilizada no plantio inicial. Entretanto, todos os 26 indivíduos regenerantes encontrados para essa espécie estão localizados na área protegida 5 e provavelmente estão relacionados a algum indivíduo remanescente presente na área dentro ou próximo ao plantio (**Figuras 32**). Na literatura, foi encontrada pouca descrição dessa espécie que está concentrada no Sudeste do Brasil, considerada uma espécie rústica adaptada a áreas secas e antropizadas, com frutos atrativos para aves, o que pode estar favorecendo sua regeneração (LORENZI, 2002; ROLIM *et al.*, 2016). Carvalho *et al.*, em 2015 encontrou ocorrência dessa espécie em fragmentos de floresta de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, os quais estavam sofrendo distúrbios e também existe registro desta espécie no Herbário HUENF (<http://huenf.jbrj.gov.br/v2/consulta.php>) para a Estação Ecológica de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, que pode estar favorecendo a dispersão.

Dentre as áreas, a protegida 5 apresentou menor riqueza e número de indivíduos plantados, o que pode estar relacionado ao fato desta área possuir o maior número de indivíduos remanescentes, diminuindo o número de indivíduos necessários para plantio em área total. Esses fatores também podem estar contribuindo para que essa área seja a mais rica e abundante em relação ao número de indivíduos regenerantes.

A riqueza de regenerantes normalmente é crescente em relação à idade das áreas (LETCHER & CHAZDON, 2009; BERTACCHI *et al.*, 2016), o que também é encontrado neste trabalho. No início da regeneração apenas um pequeno conjunto de espécies consegue colonizar a comunidade, enquanto

outras espécies serão adicionadas ao longo do tempo (SFERRA *et al.*, 2017), pois as primeiras espécies a ocuparem a área passam a prover recursos que não existiam no ambiente, fornecendo oportunidades para novas espécies (TOWNSEND, 2006).

A distância entre o remanescente nativo influencia diretamente o potencial de dispersão de sementes, afetando o potencial de regeneração de uma área (MCCONKEY *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2016). Todas as áreas estão situadas relativamente próximas (c. 4 km) ao maior remanescente florestal da região, a Mata do Carvão, localizada na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (SILVA & NASCIMENTO, 2001).

A similaridade entre as áreas plantadas no ano de 2011 do plantio inicial demonstrou que a escolha das espécies para o plantio nas áreas foi heterogênea, com baixos valores dos índices de Jaccard e Morisita, com exceção das áreas 3 e 4 que apresentaram um índice de Morisita alto. Este resultado sugere que cada proprietário tomou iniciativa de escolha das espécies plantadas dentro de um contexto de disponibilidade de mudas e outros fatores. Em 2018 os índices de similaridade entre as áreas plantadas aumentaram, o que sugere efeito da mortalidade de mudas de determinadas espécies utilizadas nos plantios, que aparentemente foram mais sensíveis.

Em relação ao estrato regenerante, os valores de similaridade de espécies (índice de Jaccard) entre os plantios estudados sugerem que o processo de regeneração não está ocorrendo de forma semelhante entre as áreas, não havendo um padrão. Após 10 anos (2018), os valores encontrados foram inferiores a 0,5. Quando considerado os valores de similaridade calculados pelo índice de Morisita, as áreas ficam mais semelhantes em 2018, porém permanecem com valores $> 0,5$. As áreas protegidas 3 e 4, áreas que são contíguas, estão mais distantes do remanescente florestal e possuem a maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos dentre as áreas estudadas, apresentaram uma maior similaridade (0,72). Quando se considera a mesma vegetação, proximidade espacial e a mesma bacia hidrográfica é esperada uma alta similaridade florística (RODRIGUES & NAVE, 2000). Variações devido a fatores ambientais, condições do solo, topografia, profundidade do lençol freático, entre outros fatores, podem influenciar a diferença na composição florística mesmo em curtas distâncias (COTTENIE, 2005; ROSSI & QUEIROZ NETO, 2001). Entretanto, estes resultados parecem estar sendo influenciados

por quatro fatores principais: 1) se a área é protegida (cercada) ou não; 2) o efeito autóctone, ou seja, das espécies plantadas; 3) o efeito de indivíduos remanescentes nas áreas; e 4) a distância de fragmentos florestais.

Durante os primeiros anos de plantio é esperada uma mortalidade das mudas implantadas por diversos fatores, como a qualidade e adaptação das mudas ao ambiente, problemas no plantio, falta de irrigação e manejo adequado, competição com plantas daninhas e ataques de pragas. Ao longo do tempo é também esperada uma substituição de espécies dos diferentes grupos ecológicos, caracterizado pelo processo de sucessão (ATTANASIO, 2008; MORAES *et al.*, 2013). Os valores de mortalidade encontrados nos plantios com proteção (até 25% nos primeiros três anos), estão dentro do observado em trabalhos de recuperação de áreas degradadas (NUNES *ET AL*, 2015; FRAGOSO *ET AL*, 2016; SILVA *ET AL*, 2016.). As áreas não protegidas (NP1 e NP2) apresentaram mortalidade de mudas superior a 50% logo nos primeiros anos. A área protegida 4 apresentou sobrevivência inferior a 50%, mas não deve ser considerada na análise pois sofreu uma queimada acidental em 2011, acarretando a morte de várias mudas plantadas. Esta alta mortalidade observada nas áreas não protegidas, indicam que o pastejo pelo gado deve ter sido o fator preponderante, como já reportado por diversos autores (JANICKE, 2008; NUNES, 2003; SANTOS *et al.*, 2007).

A menor estatura observada (baixo diâmetro e altura total) e riqueza de espécies, mesmo após 10 anos, nos indivíduos plantados e da regeneração natural nas áreas não protegidas indica que o pastejo do gado parece ser o principal fator determinante. Os bovinos podem alterar a composição da vegetação ao selecionar espécies mais palatáveis (BELSKY; BLUMENTHAL, 1997), alterando aspectos funcionais, estruturais e da composição (JANICKE, 2008). O pisoteio promove compactação do solo, trazendo menor disponibilidade hídrica às plantas (GRISCOM *et al.*, 2005). Outros efeitos relatados são a diminuição da produção de sementes, crescimento e sobrevivência de plântulas, redução no crescimento radicular e altura da vegetação (D' AMICO, 1997; SAMPAIO; GUARINO, 2007), o que pode estar relacionado ao baixo número de indivíduos regenerantes nas áreas não protegidas em comparação às áreas protegidas. Além disso, são descritas relação com a estrutura da vegetação, sucessão vegetacional e diversidade de espécies (MARTIN; CHAMBERS, 2001). Os efeitos do gado em fragmentos de diversas florestas no Brasil

demonstram resultados semelhantes aos resultados do presente estudo. Araújo (2010), ao comparar áreas com e sem presença de gado, obteve menores densidades de indivíduos arbóreos em áreas com gado. Em fragmentos de floresta ombrófila em Santa Catarina (SAMPAIO; GUARINO, 2007) e mata ciliar no Rio Grande do Sul (SANTOS, SOUZA, VIEIRA, 2007) foram encontrados efeitos semelhantes.

As áreas não protegidas obtiveram as maiores proporções de indivíduos regenerantes alóctones, ou seja, espécies que não foram plantadas na área, o que parece estar relacionado à baixa sobrevivência dos indivíduos plantados. A área protegida 5 também apresentou uma maior proporção de indivíduos alóctones, o que pode estar relacionado à presença de indivíduos remanescentes na área, visto que árvores remanescentes são mecanismos eficientes para a dispersão de sementes zoocóricas (GUEVARA *et al.*, 1986), síndrome de dispersão predominante para as espécies encontradas na área.

Em florestas que se encontram em processo de regeneração, a dispersão de sementes é fundamental para a restauração da biodiversidade. A síndrome de dispersão por zoocoria foi predominante (58,6%), sendo importante para o recrutamento de novos indivíduos e a manutenção das populações locais (GUSSON *et al.*, 2009). Sementes provenientes de outras áreas podem aumentar a riqueza de espécie e a variabilidade genética das populações (CAMPOS *et al.*, 2009). O predomínio de espécies zoocóricas é encontrado para fragmentos de Florestas Estacionais de Tabuleiros da região (ABREU *et al.* 2014).

A predominância de regeneração de espécies pioneiras é típica de áreas que se encontram em fases iniciais de regeneração, pois estas espécies possuem estratégias de dispersão e estabelecimento mais eficientes (HUBBEL *et al.*, 1999). Esse resultado pode indicar necessidade de aplicação de novas técnicas para enriquecimento das áreas.

A densidade média geral de indivíduos plantados e regenerantes, após 10 anos, encontrada para as áreas não protegidas ($< 200 \text{ ind.ha}^{-1}$) foi baixa e muito inferior à média encontrada para as áreas protegidas (700 ind.ha^{-1}). As áreas protegidas 3 e 4 apresentaram valores maiores de densidade (1130 e 1050 ind.ha^{-1} , respectivamente) e estes valores estão próximos aos encontrados para fragmentos de floresta secundária da região (DAN *et al.* 2010; ABREU *et al.* 2014).

O índice de diversidade de Shannon para a área não protegida 1 (1,64) foi muito inferior em comparação às outras áreas estudadas, que variaram entre 2,21 e 2,27, refletindo os dados de riqueza e abundância das espécies. Todos os valores de diversidade de espécies encontrados foram inferiores aos reportados por Dan *et al.* (2010) para áreas de fragmentos secundários de Floresta Estacional Semidecidual Submontana e por Abreu *et al.* (2014) para fragmentos secundários de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros localizadas bem próximas às áreas estudadas. A baixa diversidade de espécies encontrada nos plantios, principalmente das áreas não protegidas, parece estar relacionada a diversos fatores, como a baixa diversidade das espécies utilizadas no plantio, a regeneração em estágio inicial, degradação da vegetação pela presença de gado, entre outros. De acordo com a resolução CONAMA Nº 006, de 04 de maio de 1994, que define e parâmetros mensuráveis para análise dos estágios de sucessão ecológica da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, as áreas estudadas após 10 anos do plantio estão em estágio inicial de regeneração, com as áreas protegidas progredindo para o estágio médio.

6. CONCLUSÃO

Os resultados revelaram que Fabaceae e Anacardiaceae foram as famílias botânicas mais representativas entre os indivíduos plantados e regenerantes, com destaque para as espécies *Schinus terebinthifolia* e *Samanea tubulosa*.

Áreas sem proteção ao acesso do gado apresentaram menor sobrevivência, crescimento em altura, abundância e riqueza quando comparadas às áreas protegidas, indicando menor sucesso na recuperação em relação às áreas protegidas e com manejo adequado.

A similaridade quantitativa de Morisita entre as áreas foi maior que 0,6 enquanto a de Jaccard foi baixa (0,5) e a diversidade de Shannon variou entre 1,64 a 2,27, com as áreas não protegidas apresentando os menores valores.

As áreas que receberam menor quantidade de mudas (NP1, NP2 e P5) apresentaram maiores porcentagens de indivíduos regenerantes de origem alóctones. Dentre os indivíduos regenerantes nas áreas, a dispersão predominante foi a zoocórica e pelo menos 75% das espécies foram classificadas como pioneiras. A presença de espécies alóctones na regeneração

natural e o predomínio da síndrome de dispersão zoocórica indicam que processos ecológicos estão ocorrendo nas áreas.

Os resultados demonstram que o manejo adequado das áreas é essencial para o sucesso da restauração e reforçam a necessidade para a escolha de métodos e espécies que melhor se adequam às áreas a serem restauradas, evitando o uso de espécies exóticas com potencial invasor.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Cada área estudada exibe uma composição de espécies e um conjunto de características próprias que ainda deve se modificar ao longo dos anos, também influenciadas pela disposição dos proprietários para manejo delas. A escolha de espécies para o plantio aparenta ter sido uma decisão voltada para o interesse do proprietário e da disponibilidade de mudas no momento, do que técnico.

Os proprietários das áreas protegidas relataram satisfação com as áreas, como aumento da disponibilidade hídrica em períodos de seca. Incentivos pelo governo e o esforço da população são componentes necessários para o sucesso da restauração. O descaso com áreas de proteção permanente demonstra lacunas na fiscalização e políticas públicas de conservação, além da falta de compreensão da importância da vegetação nativa pela população local, o que é evidenciado também na atual situação dos fragmentos remanescentes.

As operações de manutenção de áreas restauradas podem ser um fator determinante no sucesso do programa, uma vez que realizadas de forma não adequada podem retardar o estabelecimento de processos ecológicos. A falta de manutenção adequada das áreas em processo de restauração tem sido a principal causa de insucesso da atividade nessas áreas. É sugerido o incentivo à orientação e capacitação técnica aos funcionários e produtores rurais, a fim de que sejam apresentadas, além da legislação, as técnicas e ferramentas mais indicadas e outros detalhes que merecem atenção antes da implementação de um projeto de restauração, como a necessidade de criação de viveiros para melhorias na produção de mudas de espécies nativas da região, evitando o uso de espécies exóticas.

8. REFERÊNCIAS

ABREU, K. M. P. **Estrutura, Florística e Diversidade de Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no Norte-Noroeste Fluminense**. 2013. Tese (Doutorado em Ecologia e recursos naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro.

ALMEIDA, D. S. Recuperação ambiental da mata atlântica. **Editus**, 2016.

ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C., MARTÍNEZ-YRÍZAR, A., BÚRQUEZ, A., & LINDQUIST, C. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 3, p. 355-366, 2008.

ALVES, S. C. A água como elemento fundamental da paisagem em microbacias. **Informe Agropecuário, Belo Horizonte**, v. 21, n. 207, p. 9-14, 2000.

ARAÚJO, F. S. de; MARTINS, S. V.; MEIRA NETO, J. A. A.; LANI, J. L.; PIRES, I. E. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 107-116, 2006.

ASSIS, G. B. de.; SUGANUMA, M. S.; MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no Estado de São Paulo (1957-2008). **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 599-609, 2013.

ATTANASIO, C. M. Manual Técnico Restauração e Monitoramento da Mata Ciliar e da Reserva Legal para a Certificação Agrícola Conservação da Biodiversidades na Cafeicultura. **IMAFLOA**, 2008.

BELSKY, A. J.; BLUMENTHAL, D. M. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. **Conservation Biology**, v.11, n.3, p.315-317, 1997.

BERTACCHI, M. I. F.; AMAZONAS, N. T.; BRANCALION, P. H. S.; BRONDANI, G. E.; OLIVEIRA, A. C. S. de.; PASCOA, M. A. R. de.; RODRIGUES, R. R. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 1, p. 100-108, 2016.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A.; GUSTAVO, G. F. BERTIN, BARBOSA, LUIZ MAURO, & TABARELLI, MARCELO. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASIL. Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos, Brasília, DF, 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-

2006/2006/lei/l11428.htm. Acesso em: 24 Mai. 2021.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acessado em: 10 março de 2013.

BRASIL. Lei n. 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 202, 18 outubro 2012. Seção 1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm. Acessado em: em 10 março de 2013.

BUCCI, M. M. H. S.; DELGADO, F. E. F.; SANTOS, C. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Análise de metais, agrotóxicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 804-824, 2015.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J,W. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa, MG: UFV, SOBRADE, p.184-196, 1998.

CAMPOS, É. P. D., VIEIRA, M. F., SILVA, A. F. D., MARTINS, S. V., CARMO, F. M. D. S., MOURA, V. M., & RIBEIRO, A. S. D. S. Chuva de sementes em floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta botanica brasílica**, v. 23, n.2. p. 451-458. 2009.

CARAUTA, J. P. P.; ROCHA, E. de S. F. da. Conservação da flora no trecho fluminense da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. **Albertoa**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 86-136, 1988.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research**, v. 27, n. 3, p. 605-609, 2016.

CASTRO, D. *et al.* Práticas para restauração da mata ciliar./organizado por Dilton de Castro; Ricardo Silva Pereira Mello e Gabriel Collares Poester. **Porto Alegre: Catarse–Coletivo de Comunicação**, 2012.

CASTRO, F. F. de. Brasil: realidade e utopia. **Verano**, 2002.

Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. **PNUD**. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/>. Acesso em: 20 Mai. 2021.

CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M.D.; FADELLI, L.. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, Paraná, Brazil, p. 213-224, 2002.

CHRISTENSEN, T. A. S. S. Imagem de um país mega-diverso: o descompasso do Brasil frente ao desafio global para conservar sua fauna nativa. Brasília, DF: Instituto de Relações Internacionais, Universidade de Brasília, 2014. Disponível em: <https://bdm.unb.br/handle/10483/8386>, Acesso em: 16 abr. 2021.

CLEWELL, A.; RIEGER, J.; MUNRO, J. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona. **Tucson, AZ, USA**, 2005.

COELHO, M. A. N.; BAUMGRATZ, J. F. A.; LOBÃO, A. Q.; SYLVESTRE, L. D. S.; TROVÓ, M.; SILVA, L. A. E. D. Flora do estado do Rio de Janeiro: avanços no conhecimento da diversidade. **Rodriguésia**, v. 68, n. 1, p. 1-11, 2017.

COIMBRA FILHO, A. F.; CAMARA, I. de G. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. **FBCN**, 1996.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology letters**, v. 8, n. 11, p. 1175-1182, 2005.

DA COSTA, L.; VOLTOLINI, J. C. Impacto do pisoteio de gado sobre floresta ripária no vale do paraíba, Tremembé, SP. **Revista Biociências**, v. 19, n. 1, p. 93-103, 2013.

D'AMICO, D. R. Regeneration of plains and narrowleaf cottonwood on South Boulder Creek, Boulder, Colorado. **City of Boulder, Open Space Department**, Boulder, Colorado, 1997.

DAN, M. L.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 61, n. 4, p. 749-766, 2010.

DE OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L.. A restauração florestal na Mata Atlântica: três décadas em revisão. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 40-48, 2017.

DEAN, W. **With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. University of California Press, San Francisco, 1997.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J. A. Definindo A Restauração Ecológica: Tendências E Perspectivas Mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D. et al. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. FEPAP, Botucatu-SP, 2003.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; FERRAZ, R. P. D.; GONÇALVES, A. O.; DANTAS, M. E.; MANSUR, K. L.; MARTINS, A. M.; MANZATTO, H. R. H.; CALDEIRA, N. Diagnóstico do meio físico das bacias hidrográficas do entorno da Mata do Carvão (BHMC), noroeste do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2005.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, v. 312, p. 109-114, 1984.

Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 20 Mai. 2021.

FORTES, E.; NASCIMENTO, M.; LIMA, H. Leguminosas arbóreas em floresta estacional semidecidual de tabuleiros costeiros do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. v. 74. p. 7-99, 2020.

Fragoso, R. O.; Temponi, L. G.; Pereira, D. C.; Guimarães, A. T. B. Recuperação de área degradada no domínio floresta estacional semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, SC, v. 26, n. 3, p. 699-711, 2016.

FREITAS, L. E.; NUNES, F. S. B.; CRUZ, J. O.; MARTINEZ, M. I. Índice de Prioridade de restauração florestal para segurança hídrica: uma aplicação para as regiões metropolitanas da Mata Atlântica. **Ministério do Meio Ambiente**. Brasília-DF, 2017.

FRIGIERI, F. F.; IWANICKI, N. S. A.; GANDARA, F. B.; FERRAZ, E. M.; ROMÃO, G. O.; COLETTI, G. F.; SOUZA, V. C.; MORENO, M. A. Guia de plântulas e sementes da Mata Atlântica do estado de São Paulo. **Piracicaba: IPEF**, 2016.

GALLIEZ, I. L. W. **O protagonismo e o Rio rural: uma análise da participação dos agricultores no programa de microbacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro**. Mestrado (Mestre em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em desenvolvimento territorial e políticas, Universidade Federal Rural do Rio De Janeiro, p. 31-37, 2014.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 220-227, 2000.

GÊNOVA, K. B.; HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Processos hidrológicos em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de cerrado. **Revista do Instituto Florestal**, v. 19, n. 2, p. 189-200, 2007.

GIULIETTI, A. M.; FORERO, E. "Workshop" diversidade taxonômica e padrões de distribuição das angiospermas brasileiras: Introdução. **Acta Botanica Brasilica**, v. 4, n. 1, p. 03-10, 1990.

GOMES, L. J.; SILVA-MANN, R.; MATTOS, P. P. de; RABBANI, A. R. C. Pensando a biodiversidade: aroeira (*Schinus terebinthifolius* RADDI.). **Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE)**, 2013.

GONÇALVES, J. L. M.; NOGUEIRA, L. R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B.; **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF; 2008. p. 307-330

GRISCOM, H. P.; ASHTON, P. M. S.; BERLYN, G. P. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1-3, p. 306-318, 2005..

GUEVARA, S.; PURATA, S. E.; VAN DER MAAREL, E. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, v. 66, n. 2, p. 77-84, 1986.

GUIMARÃES, A. S. P.; MENDES, C. H. A.; ALHO, C.; BOMTEMPO, C. B. T.; PINESCHI, R.; OSÓRIO, C. E.; LOUZADA, M. A.; PINESCHI, R.; BARBOSA, A.;

MATA, V.; GONÇALVES, P. C.; LEÃO, V.; BACHMANN, C.; VIÇOSO, F. Plano de manejo: Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba-EEEG. **Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente–Inea**, 2010.

GUSSON, A.E., LOPES, S.F., DIAS NETO, O.C., VALE., V.S., OLIVEIRA, A.P. & SCHIAVINI, I. Características químicas do solo e estrutura de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ipiaçu, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60 n.2, p. 403-414, 2009.

HIGUCHI, P.; REIS, M. das G. F.; REIS, G. G. dos; PINHEIRO, A. L.; SILVA, C. T. da; OLIVEIRA, C. H. R. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 6, p. 893-904, 2006.

Hordijk, F. Meijer, E. Nissen, T. Boorsam, L. Poorter. Cattle affect regeneration of the palm species *Attalea princeps* in a Bolivian forest-savanna mosaic. **Biotropica**, v. 51, n. 1, p. 28-38, 2019.

HUBBELL, S. P., FOSTER, R. B., O'BRIEN, S. T., HARMS, K. E., CONDIT, R., WECHSLER, B.; DE LAO, S. L. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, n. 5401, p. 554-557, 1999.

INEA. **Instituto Estadual do Ambiente Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba: plano de manejo/ resumo executivo**. Rio de Janeiro, 2013.

JANICKE, J. Ecological effects caused by the grazing of cattle on public lands. **The Honors Journal**, v. 13, p. 76-82, 2008.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio ESALQ/USP e CESP. In: GALVÃO A.P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso. Colombo: **Embrapa Florestas**, p. 47-58, 2005.

KELLERMANN, B.; LACERDA, A. E. B. de; TERRA, G.; SOUZA, L. A. de. Monitoramento da regeneração natural em fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Caçador-SC. In: **Embrapa Florestas-Resumo em anais de congresso (ALICE)**. In: congresso nacional de botânica, 61., 2010, Manaus. Diversidade vegetal brasileira: conhecimento, conservação e uso. Manaus: SBB, 2010.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M.; ZILLER, S. R. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas. **Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental**. Recife, PE. P.99, 2011.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LORENZI, H. Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. **Nova Odessa: Plantarum**, ed. 2, p. 185. 1998.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. **Instituto Plantarum**, Nova Odessa, SP, v.3, ed. 4ª, 2002.

LORENZI, HARRI & MATOS, FRANCISCO JOSÉ DE ABREU. Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas cultivadas. **Instituto Plantarum**, Nova Odessa, SP, 2002.

LUZ, C. L. da S. **Anacardiaceae R. Br. na flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. 2011. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MAGURRAN, A.E. Measuring biological diversity. **Oxford: Blackwell Publishing**, p. 256. 2004.

MARTIN, David W.; CHAMBERS, Jeanne C. Restoring degraded riparian meadows: biomass and species responses. **Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives**, v. 54, n. 3, p. 284-291, 2001.

MCCONKEY, K. R.; PRASAD, S.; CORLETT, R. T.; CAMPOSARCEIZ, A.; BRODIE, J. F.; ROGERS, H.; SANTAMARIA, L. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation**, v. 146, n. 1, p. 1-13, 2012.

MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. International standards for the practice of ecological restoration -including principles and key concepts. **Society for Ecological Restoration**, Washington, D.C. 2016.

MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. Padrões internacionais para a prática da restauração ecológica – incluindo princípios e conceitos chaves. **Society ecological restoration (SER)**, Washington, D.C., 2016.

MEDEIROS, A. C de S.; ZANON, A. Substratos e temperaturas para teste de germinação de sementes de aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi). **Embrapa Florestas-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 1999.

MELLO DE, K., VALENTE, R.A., RANDHIR, T.O., DOS SANTOS, A.C.A., VETTORAZZI, C.A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v.167, p. 130–138,2018.

Melo, E. 2020. *Polygonaceae in Flora do Brasil 2020*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB13739>>. Acesso em: 10 jun. 2021.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D; ENGEL, V. L. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.51-76.

METZGER, J. P., BUSTAMANTE, M. M., FERREIRA, J., FERNANDES, G. W., LIBRÁN-EMBID, F., PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Por que o Brasil precisa de suas Reservas

- Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104-116, 2019.
- MITTERMEIER, R. A., FONSECA, G. D., RYLANDS, A. B., & BRANDON, K.. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14-21, 2005.
- MORAES, L. F. D. de.; ASSUMPÇÃO, J. M.; PEREIRA, T. S.; LUCHIARI, C. Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro. **Embrapa Agrobiologia-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2013.
- MORIM, M.P. 2020. *Samanea* in **Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB23141>>. Acesso em: 10 jun. 2021.
- MUELLER DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. **John Wiley & Sons**, New York, 1974.
- MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NAIMAN, R. J. & DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 621-658, 1997.
- NAPPO, M. E.; GOMES, L. J.; CHAVES, M. M. F. Reflorestamentos mistos com essências nativas para recomposição de matas ciliares. **Boletim Agropecuário da Universidade Federal de Lavras**, v. 30, p. 1-31, 1999.
- NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. Avaliação do impacto da queimada no estrato arbustivo-arbóreo da mata do carvão, São Francisco de Itabapoana, RJ. Relatório técnico, 2002.
- NASCIMENTO, M. T.; LIMA, H. C. Floristic and structural relationships of a tabuleiro forest in northeastern Rio de Janeiro, Brazil. **The Atlantic Coastal Forest-Northeastern Brazil. Memoirs of the New York Botanical Garden**, v. 100, p. 395-416, 2008.
- NASCIMENTO, M. T.; SILVA, F. L. Avaliação da taxa de desmatamento no período de 1986 a 2002 na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (Mata do Carvão), São Francisco do Itabapoana, RJ. In: **Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza**. 2003. p. 127-128.
- NÓBREGA, A. M. F. da; VALERI, S. V.; PAULA, R. C de; SILVA, S. A. da. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio-SP. **Revista Árvore**, v. 32, n. 5, p. 909-920, 2008.
- NUNES, Y. R. F., FAGUNDES, N. C. A., VELOSO, M. D. D. M., GONZAGA, A. P. D., DOMINGUES, E. B. S., ALMEIDA, H. D. S.; CASTRO, G. C. de; SANTOS, R. M. Sobrevivência e crescimento de sete espécies arbóreas nativas em uma área degradada de floresta estacional decidual, Norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 801-810, 2015.

NUNES, Y. R. F., MENDONÇA, A. V. R., BOTEZELLI, L., MACHADO, E. L. M., & OLIVEIRA-FILHO, A. T. D. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta botânica brasílica**, v. 17, n. 2, p. 213-229, 2003.

OLIVEIRA, C.M. **Avaliação dos Impactos Ambientais e Qualidade de Águas Superficiais na Região Hidrográfica VI do Estado do Rio de Janeiro - RJ**. Mestrado (Mestre em Engenharia Ambiental) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 28, 2016.

OLIVEIRA, T. K. de; FURTADO, S. C.; ANDRADE, C. M. S. de; FRANKE, I. L. Sugestões para implantação de sistemas silvipastoris. **Embrapa Acre**, Rio Branco, AC. P. 28. 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A.; GAVILANES, L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, p. 483-508, 1994.

PORTARIA IAP (Instituto Ambiental do Paraná) de 19 de abril de 2007. **Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná**, n. 074.

PRADO, R. B.; BARCELLOS, T. B. C.; SCHULER, A.; DONAGEMMA, G. K.; GONÇALVES, A. O.; MACEDO, J. R.; POLI, R.; TAVARES, N. S.; JUSTEIN, R.; HISSA, H. R. **Potencialidades e fragilidades do meio físico em relação ao manejo da terra em microbacias do Norte e Noroeste Fluminense**. Embrapa solos - artigo em anais de congresso, 2008. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/339787>. Acesso em: 22 jan. 2021.

RAMOS, P.; RAMOS, L.; LOCH, C. Sensoriamento Remoto como ferramenta para a Gestão Ambiental e o Desenvolvimento Local. **COBRAC – Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário**. Florianópolis, 2004.

RANGEL, A. R. M.; DE OLIVEIRA, V. P. S.; MOREIRA, M. A. C. O programa Rio Rural no estado do Rio de Janeiro: a experiência na microbacia canal Jurumirim, município de Macaé. **Revista Monografias Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 302-322, 2016.

RIO DE JANEIRO (Estado). Rio Rural/BIRD. Manual Operacional do Projeto. SEAPEC/SDS, v. II, 2009.

RIZZINI, C. T. Tratado de fitogeografia do Brasil. **Edusp**, Sao Paulo, v. 2, 1979.

RODRIGUES, R. R. R. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. **LERF**; Piracicaba, 2009.

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

RODRIGUES, R.R. & NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H.F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Edusp/Fapesp, São Paulo, 2000. p.45-71.

ROLIM S. G.; PEIXOTO, A. L.; PEREIRA, O. J.; ARAUJO, D. S. D. de; NADRUZ, M.; SIQUEIRA, G.; MENEZES, L. F. T. de. Angiospermas da Reserva Natural Vale, na Floresta Atlântica do Norte do Espírito Santo. In: ROLIM, S.G. *et al.* (Ed.). **Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale**. Belo Horizonte, 2016. 496p.

ROSSI, M. & QUEIROZ NETO, J. P. Relação solo/paisagem em regiões tropicais úmidas: o exemplo da Serra do Mar em São Paulo, Brasil. **Revista do departamento de geografia**, v. 14, p. 11-23, 2001.

SAMPAIO, M. B.; GUARINO, E. de S. G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Árvore**, v. 31, n. 6, p. 1035-1046, 2007.

SANTOS, G. L. DOS; PEREIRA, M. G.; DELGADO, R. C.; TORRES, J. L. R. Natural regeneration in anthropogenic environments due to agricultural use in the cerrado, Uberaba, MG, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 33, n. 1, 2017.

SANTOS, R. C. L., LIMA, Á. S., CAVALCANTI, E. B., MELO, C. M. D., & MARQUES, M. N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 33-46, 2017.

SANTOS, V. E.; SOUZA, A. F.; VIEIRA, M. L. Efeito do pastejo na estrutura da vegetação de uma floresta estacional ripícola. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n.1, p.171-173, 2007.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Manual de campo: procedimentos para coleta de dados biofísicos e socioambientais. Brasília DF, 2020.

SFERRA, Christopher O.; HART, Justin L.; HOWETH, Jennifer G. Habitat age influences metacommunity assembly and species richness in successional pond ecosystems. **Ecosphere**, v. 8, n. 6, p. e01871, 2017.

SILVA, A. P. M. da. **Potencial de uso de Schinus lentiscifolius March. e Schinus terebinthifolius Raddi na recuperação de áreas degradadas pela mineração e respostas fisiológicas ao cobre**. 2008. Dissertação (Mestrado em botânica) - Instituto de biociências, Universidade federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA, G. C.; NASCIMENTO, M. T. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n. 1, p. 51-62, 2001.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; DEMOLINARI, R. A.; LOPES, A. T. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 309-319, 2016.

SILVA, R. F. B. da; BATISTELLA, M; MORAN, E. F.; LU, D. Land changes fostering Atlantic forest transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, v. 69, n. 1, p. 80-93, 2016.

SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Relatório técnico, período de 2018–2019. **Fundação SOS Mata Atlântica/INPE**, São Paulo, 2020.

TAMBOSI, L. R., VIDAL, M. M., FERRAZ, S. F. D. B., & METZGER, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M. HARPER, J. L. Fundamentos em ecologia. **Tradução de Gilson Rodinei Pires Moreira. 2ª. ed. Porto Alegre: Artmed**, 2006.

VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. **Springer-Verlag**, Berlin, 1982.

VENÂNCIO MARTINS, S. Recuperação de Matas Ciliares. **Viçosa: Aprenda Fácil**,. 143p, 2001.

Zakia, M.J.B.; Righetto, A.M.; Lima, W.P. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. In: Liam, W.P.; Zakia, M.J.B. As florestas plantadas e a água: implementando o conceito de bacia **hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: **RIMA**, p.89-106, 2006.

9. ANEXOS

Anexo i: Lista de espécies utilizadas no plantio das áreas. Os asteriscos indicam espécies exóticas naturalizadas (**) e cultivadas (***).

Nome científico
ANACARDIACEAE
<i>Mangifera indica</i> L. **
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.
<i>Spondias mombin</i> L.
<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.
ANNONACEAE
<i>Annona squamosa</i> L. **
BIGNONIACEAE
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo
BORAGINACEAE
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.
CHRYSOBALANCEAE
<i>Moquilea tomentosa</i> Benth.
FABACEAE
<i>Acacia mangium</i> Willd. **
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp. ***
<i>Inga marginata</i> Willd.
<i>Inga edulis</i> Mart.
<i>Inga</i> sp1
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit ***
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby
<i>Tamarindus indica</i> L. ***
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz
INDETERMINADA
sp1
sp2
sp3
sp4
LECYTHIDACEAE
<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm
LYTHRACEAE
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne
MALVACEAE
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns
<i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil. ex Turpin
<i>Pterygota brasiliensis</i> Allemão

Anexo i: Continua...

Anexo i:..continuação

Malvaceae sp1

Malvaceae sp2

MELIACEAE

Azadirachta indica A.Juss **

MORACEAE

Ficus benjamina Willd. **

Morus alba L.

MYRTACEAE

Eugenia uniflora L.

Psidium guajava L. ***

Syzygium cumini (L.) Skeels ***

Syzygium jambos (L.) Alston

ERYTHROPALACEAE

cf. *Heisteria perianthomega* (Vell.) Sleumer

OXALIDACEAE

Averrhoa carambola L. ***

POLYGONACEAE

Triplaris americana L.

RHAMNACEAE

Scutia arenicola (Casar.) Reissek

RUBIACEAE

Calycophyllum DC.

Genipa americana L.

RUTACEAE

Neoraputia alba (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki

Zanthoxylum rhoifolium Lam.

SAPOTACEAE

Mimusops coriacea (A. DC.) Miq.

Anexo ii : Número de indivíduos por espécie, referentes aos plantio inicial, amostrados nas áreas estudadas nos anos 2011 e 2018. NP(1): Não protegida (1); NP2: Não protegida (2); P(3): Protegida (3); P(4): Protegida (4) e P(5): Protegida (5). Os asteriscos indicam espécies exóticas naturalizadas (**) e cultivadas (***).

Nome científico	NP (1)		NP (2)		P (3)		P (4)		P (5)	
	2011	2018	2011	2018	2011	2018	2011	2018	2011	2018
ANACARDIACEAE										
<i>Mangifera indica</i> L. **	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	0	0	17	16	27	26	61	50	14	14
<i>Spondias mombin</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.	1	0	0	0	18	16	2	0	0	0
ANNONACEAE										
<i>Annona squamosa</i> L. **	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
BIGNONIACEAE										
<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
BORAGINACEAE										
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FABACEAE										
<i>Acacia mangium</i> Willd. **	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp. ***	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Inga edulis</i> Mart.	0	0	0	0	12	11	6	3	0	0
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit ***	0	0	0	0	4	4	3	0	0	0
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2

Anexo ii: Continua...

Anexo ii:..continuação

<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	0	0	17	16	47	46	53	41	6	5
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	0	0	0	0	16	4	0	0	0	0
<i>Tamarindus indica</i> L. ***	0	0	0	0	7	4	16	1	0	0
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	0	0	0	0	0	0	6	4	0	0
INDETERMINADA										
sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp2	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0
sp3	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
LECYTHIDACEAE										
<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
LYTHRACEAE										
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	0	0	0	0	0	0	14	3	0	0
MALVACEAE										
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	0	0	0	0	9	9	19	11	0	0
<i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil. ex Turpin	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Malvaceae sp1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
MELIACEAE										
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss **	0	0	0	0	1	1	2	2	0	0
MORACEAE										
<i>Ficus benjamina</i> Willd. **	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0
<i>Morus alba</i> L.	0	0	0	0	0	0	8	2	0	0
MYRTACEAE										
<i>Eugenia uniflora</i> L.	16	9	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo ii: Continua...

Anexo ii:..continuação

<i>Psidium guajava</i> L. ***	7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels ***	0	0	0	0	8	0	7	2	0	0	0
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	0	0	0	0	1	0	5	0	0	0	0
ERYTHROPALACEAE											
cf. <i>Heisteria perianthomega</i> (Vell.) Sleumer	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
OXALIDACEAE											
<i>Averrhoa carambola</i> L. ***	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
POLYGONACEAE											
<i>Triplaris americana</i> L.	0	0	1	0	42	36	42	20	4	0	0
RHAMNACEAE											
<i>Scutia arenicola</i> (Casar.) Reissek	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
RUTACEAE											
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0
SAPOTACEAE											
<i>Mimusops coriacea</i> (A. DC.) Miq.	2	0	0	0	12	10	0	0	0	0	0

Anexo iii: Número de indivíduos por espécie, referentes à regeneração natural, amostrados nas áreas estudadas nos anos 2011 e 2018. NP(1): Não protegida (1); NP2: Não protegida (2); P(3): Protegida (3); P(4): Protegida (4) e P(5): Protegida (5). Os asteriscos indicam espécies exóticas naturalizadas (**) e cultivadas (***).

Nome científico	NP (1)		NP (2)		P (3)		P (4)		P (5)	
	2011	2018	2011	2018	2011	2018	2011	2018	2011	2018
ANACARDIACEAE										
<i>Mangifera indica</i> L. **	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	0	6	2	8	2	79	6	38	6	33
APOCYNACEAE										
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	0	6	0	1	0	0	0	0	0	2
BORAGINACEAE										
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
COMBRETACEAE										
<i>Terminalia</i> L. sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
FABACEAE										
<i>Acacia mangium</i> Willd. **	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0	0	0	0	0	0	0	20	0	2
Fabaceae sp1	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0
<i>Inga edulis</i> Mart.	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit ***	0	0	0	0	0	1	1	16	0	0
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Machaerium scleroxylum</i> Tul.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	1	5	0	2	0	0	0	0	2	0
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	0	2	0	1	0	0	0	0	0	1

Anexo iii: Continua...

Anexo iii:..continuação

<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	0	0	0	0	1	8	0	12	0	3
<i>Senegalia polyphilla</i> (DC.) Britton & Rose	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Tamarindus indica</i> L. ***	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp1	0	0	0	0	0	0	0	5	0	9
INDETERMINADA										
Indeterminada 1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
Indeterminada 2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4
Indeterminada 3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Indeterminada 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
MALVACEAE										
<i>Guazuma cf. crinita</i> Mart.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Malvaceae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
MELASTOMATACEAE										
Melastomataceae A. Juss. sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
MELIACEAE										
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss. **	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
MYRTACEAE										
<i>Psidium guineense</i> Sw.	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psidium guajava</i> L. ***	1	0	1	1	0	1	0	0	1	6
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels ***	0	0	0	0	0	41	0	0	0	0

Anexo iii: Continua...

Anexo iii:..continuação

PERACEAE										
<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M.Johnst.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	26
POLYGONACEAE										
<i>Triplaris americana</i> L.	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
SOLANACEAE										
<i>Solanum cordifolium</i> L.	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
<i>Solanum</i> L. sp1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5
RUTACEAE										
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0	1	1	3	0	0	0	0	2	2
URTICACEAE										
<i>Cecropia</i> Loefl sp.	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
VERBENACEAE										
<i>Lantana camara</i> L. ***	1	2	0	0	1	2	0	0	2	14