

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA

Marcelly de Souza Ventura

Dinâmica de fragmentos florestais urbanos com diferentes históricos de uso de solo na
Zona da Mata Mineira

Juiz de Fora

2024

Marcelly de Souza Ventura

**Dinâmica de fragmentos florestais urbanos com diferentes históricos de uso de solo na
Zona da Mata Mineira**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Processos ecológicos e Conservação da Natureza.

Orientador: Doutor Prof. Fabrício Alvim Carvalho

Coorientador: Doutora Kelly Antunes

Juiz de Fora

2024

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca
Universitária da UFJF,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

de Souza Ventura, Marcelly .

Dinâmica de fragmentos florestais urbanos com diferentes históricos
de uso de solo na Zona da Mata Mineira / Marcelly de Souza Ventura.
-- 2024.

102 f.: il.

Orientador: Fabricio Alvim Carvalho
Coorientadora: Kelly Antunes

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de
Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de
Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2024.

1. Conservação. 2. Cronossequência. 3. Florestas antropizadas .
4. "novel ecosystems". I. Alvim Carvalho, Fabricio , orient. II. Antunes,
Kelly, coorient. III. Título.

Marcelly de Souza Ventura

**Dinâmica de fragmentos florestais urbanos com diferentes históricos de uso de solo na
Zona da Mata Mineira**

Dissertação apresentada Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza Área de concentração: Processos ecológicos e Conservação da Natureza

Aprovada em (dia) de (mês) de (ano)

BANCA EXAMINADORA

Dr. Fabrício Alvim Carvalho - Orientador
Universidade Federal de Juiz de Fora

Dr. Luiz Menini Neto- Titular Interno
Universidade Federal de Juiz de Fora

Dra. Anne Priscila Dias Gonzaga- Titular Externa
Universidade Federal do Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Dedico este trabalho aos meus pais (Ana Paula e Marcelo) e ao meu irmão Alexandre, que me inspiraram e me auxiliaram na realização desse sonho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, por ter permitido que eu chegasse até aqui e me agraciou com muita sabedoria para concluir essa grande pesquisa;

Agradeço à minha mãe Ana Paula, que é minha maior inspiração de pessoa e de mulher nesse mundo, que nunca me deixou desistir, que sempre esteve comigo em todos os momentos e nunca, jamais duvidou que eu poderia chegar até o final e que ainda posso muito mais;

Agradeço ao meu pai e ao meu irmão por todo apoio e incentivo. Aos meus avós que foram minha primeira casa em Juiz de Fora;

Agradeço ao meu orientador Fabrício por toda a paciência, incentivo, confiança e por todo o conhecimento. À minha coorientadora Kelly Antunes, que foi e é, um exemplo de mulher na ciência e na pesquisa em Ecologia Vegetal, meu muito obrigada por ser uma inspiração à tantas mulheres;

Aos meus grandes amigos Thales, Ricardo e Taliê muito obrigada por toda ajuda;

À todos os amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal (Aguinaldo, Ana Luiza, Antônio, Arian, Beatriz, Carmem, Débora, Gabriela, Hanna, Helder, Júlia, Lisandra, Mariana, Nina, Pietro, Rinaldo, Silvia, Vinícius, Walef) e a todos aqueles que eu não tenha referenciado, obrigada por me auxiliarem nessa longa trajetória, sem vocês nada disso seria possível, sei que os campos não foram nada fáceis, mas conseguimos!

Agradeço as minhas amigas Pâmela e Fernanda que me ajudaram a compreender e entender a vida acadêmica e que me abraçaram e me fizeram parte de suas famílias;

Agradeço as minhas amigas de longa data que tiveram comigo em todos os momentos, sempre me apoiando e me incentivado a ser melhor;

Agradeço a minha antiga orientadora Sthefane D'avilla que me forneceu ensinamentos fundamentais para chegar até aqui;

Agradeço à CAPES e ao CNPq pelo financiamento da pesquisa e pela minha permanência na cidade de Juiz de Fora, ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação por todo apoio, e ao projeto de Ações Afirmativas, fui cotista de escola pública durante a graduação e graças a esse projeto social pude fazer meu mestrado;

Enfim, a todos que me ajudaram diretamente e indiretamente a cumprir o meu papel como pesquisadora mulher brasileira, meu muito obrigada, esse trabalho é de todos nós.

RESUMO

As florestas urbanas desempenham papel crucial na conservação dos recursos naturais e são formadas como consequência de perturbações antrópicas. Estes fragmentos urbanos com diferentes históricos de uso do solo podem resultar em diversidade, estrutura, riqueza e composição diferentes, mesmo em florestas de mesma idade. Nas regiões tropicais, os “*novel ecosystems*” distinguem-se pela elevada dominância de espécies de árvores não nativas e invasoras. Como hipótese, ressaltamos as seguintes afirmações: (i) As florestas urbanas serão dinâmicas e tendem a ser homogêneas a longo prazo e, as taxas de recrutamento e mortalidade serão afetadas pelos distintos usos de solo; (ii) as florestas classificadas como “*novel ecosystems*” serão dinâmicas, mas irão manter a estabilidade populacional das espécies dominantes, entretanto não mudará de forma significativa a composição de espécies e a dinâmica estrutural ao longo do período estudado. Estudou-se quatro fragmentos florestais (dois “*novel ecosystems*” e duas florestas urbanas secundárias) com distintos usos de solo na paisagem urbana do Município de Juiz de Fora, no domínio da Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. Medimos todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm em uma amostra de 40 parcelas permanentes (20 x 20 m) entre 7 e 11 anos e calculamos as mudanças nas taxas de dinâmica de recrutamento, mortalidade de indivíduos, perda e ganho em área basal. Calculamos diversidade, composição e riqueza de espécies para cada período. Registramos mudanças significativas na composição, riqueza e diversidade das comunidades. Encontramos elevadas taxas de mortalidade nos quatro fragmentos ($>2\%.\text{ano}^{-1}$) e altas taxas de recrutamento ($>3\%.\text{ano}^{-1}$). Os “*novel ecosystems*” mostraram permanência das espécies dominantes nas comunidades e as florestas urbanas mostraram alta dinâmica de espécies pioneiras e secundárias. Os índices de diversidade de espécies (H') ($p < 0,01$), e a análise de similaridade multivariada (ANOSIM) (teste t de H' , $p > 0,05$) apresentaram diferenças significativas entre as florestas, mas não em relação ao período avaliado. A análise indica que as comunidades tendem a permanecer estáveis nas próximas décadas devido à estabilidade das principais populações. Os resultados mostraram dinâmica acelerada e que as comunidades com histórico de perturbações severos, possuem dificuldade de prosseguir no avanço da dinâmica ecológica. Até onde sabemos esta é a primeira análise comparativa da dinâmica de “*novel ecosystems*” com florestas secundárias em paisagem urbana Neotropical, fornecendo informações valiosas para melhor compreensão de seu funcionamento em futuros esforços de gestão e conservação. Por fim, levando em consideração as mudanças climáticas globais, este estudo é necessário para verificação dos impactos antrópicos em diversos

aspectos das comunidades vegetais, fato extremamente importante em virtude das preocupações com o futuro das florestas urbanas, essenciais para manutenção de serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: conservação; cronossequência; florestas antropizadas; florestas secundárias; *“novel ecosystems”*.

Dynamics of urban forest fragments with different land use histories in Zona da Mata Mineira

ABSTRACT

Urban forests play a crucial role in conserving natural resources and are formed as a consequence of anthropogenic disturbances. These urban fragments with different land use histories can result in different diversity, structure, richness and composition, even in forests of the same age. In tropical regions, “novel ecosystems” are distinguished by a high dominance of non-native and invasive tree species. As a hypothesis: (i) Urban forests will be dynamic and tend to be homogeneous in the long term, and recruitment and mortality rates will be affected by different land uses; (ii) the forest classified as “Novel ecosystems” will be dynamic, but will maintain the population stability of the dominant species, however the presence of these species will not change significantly in the species composition and structural dynamics throughout the studied period. Four small urban forest fragments were studied (two “novel ecosystems” and two secondary urban forests) with different land uses in the urban landscape of the Municipality of Juiz de Fora, in the Atlantic Forest domain in Southeast Brazil. We measured all trees with diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm in a sample of 40 permanent plots (20 x 20 m) between 7 and 11 years old and calculated changes in rates of recruitment dynamics, individual mortality, loss and gain in basal area. We calculated diversity, composition and species richness for each period. We recorded significant changes in the composition, richness and diversity of communities. We found high mortality rates in the four fragments ($>2\% \cdot \text{year}^{-1}$) and high recruitment rates ($>3\% \cdot \text{year}^{-1}$). “Novel ecosystems” showed the persistence of dominant species in communities and urban forests showed high dynamics of pioneer and secondary species. The species diversity indices (H') ($p < 0.01$), and the multivariate similarity analysis (ANOSIM) (H' t-test, $p > 0.05$) showed significant differences between the communities, but did not present significant differences over time. The analysis indicates that communities tend to remain stable in the coming decades due to the stability of the main populations. The results showed accelerated dynamics and that communities with a history of severe disturbances have difficulty continuing to advance ecological dynamics. To our knowledge, this is the first comparative analysis of the dynamics of “novel ecosystems” with secondary forests in a Neotropical urban landscape, providing valuable information for a better understanding of their functioning for future management and conservation efforts. Finally, taking global climate change into account, this study is necessary to verify anthropogenic impacts on various aspects of plant communities, an

extremely important fact due to concerns about the future of urban forests, essential for maintaining ecosystem services.

Keywords: anthropized secondary forests; chronosequence; conservation; “*novel ecosystems*”; secondary forests.

RESUMO PARA LEIGOS E DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA

As florestas urbanas são formadas como consequência das ações humanas. Possuem fundamental importância para a conservação da fauna (animais), flora (plantas) e da natureza como um todo. Essas florestas fragmentadas necessitam de estudos contínuos (estudos de dinâmica) para compreendermos como os processos ecológicos funcionam ao longo do tempo. Já que possuem diferentes históricos de perturbação (pastagem, agricultura etc.) os quais podem resultar em diversas alterações nas comunidades como: diversidade (diferentes indivíduos), estrutura (tamanho das árvores), riqueza (quantidade de espécies) e composição arbórea (quais espécies são encontradas na área). Nas regiões tropicais, os “*novel ecosystems*” distinguem-se por uma elevada dominância de espécies (aquelas encontradas com maior frequência em todos os fragmentos) de árvores não nativas e invasoras. Este estudo acredita que ao longo do período estudado, as florestas urbanas terão altas taxas de indivíduos mortos e recrutados (novos indivíduos) e que, essas taxas, serão afetadas pelas distintas perturbações. Além disso, as florestas classificadas como “*novel ecosystems*” mesmo que tenham altas taxas de mortalidade e recrutamento, permanecerão com a dominância de espécies não nativas. Todavia, a presença dessas espécies não mudará de forma significativa a composição de espécies e a dinâmica estrutural ao longo do período estudado. Para essa pesquisa foram escolhidos quatro pequenos fragmentos urbanos florestais (dois “*novel ecosystems*” e duas florestas urbanas) com distintos usos de solo no Município de Juiz de Fora, em meio urbano, no domínio fitogeográfico Atlântico no Sudeste do Brasil. Medimos todas as árvores com altura de 1,30 m acima do solo em uma amostra de 40 parcelas permanentes (20 x 20 m) entre 7 e 11 anos. Avaliou-se as mudanças nas taxas de recrutamento, mortalidade de indivíduos, assim como perda e ganho em densidade arbórea. Calculou-se a diversidade, composição e riqueza de espécies ao longo do tempo através de testes estatísticos. Como resultado as florestas tiveram mudanças significativas na composição, riqueza e diversidade. Foram encontradas elevadas taxas de mortalidade nos quatro fragmentos ($>2\%.\text{ano}^{-1}$) e altas taxas de recrutamento ($>3\%.\text{ano}^{-1}$). Como esperado, os “*novel ecosystems*” mostraram permanência das espécies dominantes nas florestas e uma alta dinâmica de espécies que não interferiu nesta composição. Os resultados estatísticos comprovaram a diversidade de espécie entre os fragmentos ($p < 0,01$), mas mostraram que ao longo do tempo essa diversidade não se alterou (teste t de H', $p > 0,05$). Contudo, a análise indica que as florestas tendem a permanecer estáveis nas próximas décadas devido a constância das principais populações. Possuem uma dinâmica acelerada (altas taxas de recrutamento e mortalidade) e, florestas com histórico de perturbações severas possuem dificuldade de prosseguir na

recuperação após um distúrbio. Até onde se sabe, esta é a primeira análise comparativa entre dois “*novel ecosystems*” e duas florestas urbanas neotropical. Este estudo fornece informações valiosas para uma melhor compreensão dos funcionamentos de florestas urbanas para futuros esforços de gestão e conservação. Por fim, levando em consideração as mudanças climáticas globais, este estudo é necessário para verificação dos impactos antrópicos em diversos aspectos das comunidades vegetais, fato extremamente importante, em virtude das preocupações com o futuro das florestas urbanas, essenciais para manutenção de serviços ecossistêmicos.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	- Mapa dos fragmentos florestais urbanos da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora - MG. Brasil.	22
Figura 2a	- Universidade Federal de Juiz de Fora na década de 60.	23
Figura 2b	- Universidade Federal de Juiz de Fora 2023	24
Figura 3	- "novel ecosystem" 1 (NE1). Faculdade de Farmácia na década de 60. UFJF	26
Figura 4	- "novel ecosystem" 2 (NE2). Instituto de Ciências Biológicas na década de 60. UFJF	27
Figura 5	- Agricultura. Parte da vegetação da Embrapa na década de 60. UFJF	28
Figura 6	- Remanescente. Faculdade de Educação Física na década de 60. UFJF	29
Figura 7	- Metodologia das remediação dos indivíduos arbóreos das comunidades florestais estudadas	31
Figura 8	- Curvas de Rarefação/extrapolação para 4 comunidades de florestas urbanas da Universidade Federal de Juiz de Fora. As curvas foram extrapoladas até o número máximo de indivíduos (940). Foram analisados a diferença da riqueza em relação ao tempo e entre as comunidades. Linhas sólidas: curvas de rarefação, linha tracejada: curva de extrapolação, área cinza: intervalos de confianças, símbolos: fragmentos urbanos da UFJF.....	35
Figura 9	- Teste da curva de rarefação comparando curvas reais e aleatórias entre o tempo 1 e tempo 2 e entre os fragmentos. A) Hipótese ecológica, considera a riqueza das espécies B) Hipótese Biogeográfica, não considera a identidade das espécies. ...	36
Figura 10	- Classes de diâmetros das florestas urbanas estudadas na Universidade Federal de Juiz de Fora. A) "novel ecosystem"1, b) "novel ecosystem" 2, c) Agricultura e d) Remanescente. Em preto tempo 1 e em cinza tempo 2.....	37
Figura 11	- Indivíduos mortos por classes de diâmetros das florestas urbanas estudadas.	38
Figura 12	- Análise de ordenação de espécies entre as parcelas dos fragmentos florestais amostrados pela técnica quantitativa de Análise de Correspondência Distendida (DCA). Os pontos pretos se referem ao tempo 1 e os pontos em cinza se referem ao tempo 2. Círculos (Parcelas de NE1), Triângulos (Parcelas de NE2), Quadrados (Parcelas de AGR) e Losangos (Parcelas de REM).	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Amostragem das áreas estudadas no período de 2022/2023.....	30
Tabela 2 – Parâmetros de Riqueza e diversidade arbórea da dinâmica do tempo 1 (inicial) e tempo 2 (final) dos fragmentos urbanos com distintos usos de solo, no município de Juiz de Fora, Universidade Federal de Juiz de Fora.....	34
Tabela 3 – Parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento urbano de floresta tropical estacional semidecidual, na região de Juiz de Fora, Brasil, no intervalo do tempo 1 e tempo 2.	399
Tabela 4 – As cinco espécies mais dinâmica dos fragmentos urbanos estudados em floresta estacional semidecidual na região de Juiz de Fora, em relação a Mortalidade (M), Recrutamento HÁ, G/P(Ganho e perda) tempo 1 (T1) e tempo 2 (T2).	41

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	HIPÓTESES:	21
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	21
3	METODOLOGIA	21
3.1	ÁREA DE ESTUDO	21
3.2	HISTÓRICOS DE USOS DOS FRAGMENTOS URBANOS ESTUDADOS	24
3.2.1	<i>"NOVEL ECOSYSTEM"1 (NE1)</i>	25
3.2.2	<i>"NOVEL ECOSYSTEM"2 (NE2)</i>	26
3.2.3	AGRICULTURA (AGR)	28
3.2.4	REMANESCENTE (REM)	29
3.3	AMOSTRAGEM DE VEGETAÇÃO	30
3.4	RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES	31
3.5	PARÂMETROS DE DINÂMICA	32
4	RESULTADOS	33
4.1	DIVERSIDADE	34
4.2	CLASSES DE DIÂMETROS	36
4.3	MORTAS POR CLASSE DE DIÂMETRO	37
5	DISCUSSÃO	43
5.1	AS FLORESTAS URBANAS SÃO DINÂMICAS, MAS TENDEM A SER HOMOGÊNEAS A LONGO PRAZO	44
5.2	A SEVERIDADE DOS IMPACTOS ANTRÓPICOS PRETÉRITOS INFLUÊNCIA NA DINÂMICA SUCESSIONAL	47
5.3	AS DINÂMICAS DOS <i>"NOVEL ECOSYSTEMS"</i> NÃO INFLUENCIOU NA ESTABILIDADE POPULACIONAL DAS ESPÉCIES DOMINANTES E TENDEM A POUCAS MUDANÇAS FUTURAS	49
6	CONCLUSÃO	54
	REFERÊNCIAS	56
	APÊNDICE A – PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS ESPÉCIES ARBÓREAS AMOSTRADAS NOS INVENTÁRIOS (T1 E T2)	72
	APÊNDICE B – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DOS FRAGMENTOS	86

APÊNDICE C – COMPOSIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DO SOLO DOS FRAGMENTOS	100
---	------------

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos domínios fitogeográficos mais biodiversos do mundo (De Menezes et al, 2023). Em 1988, o domínio Atlântico foi reconhecido como “patrimônio nacional” pela Constituição Federal (CBF, Cap. VI, art. 225, § 4º). Em 2006, foi aprovada a Lei da Mata Atlântica (11.428/2006), a qual regulamenta a proteção e uso dos recursos da floresta. Porém, esse *hotspots* mundial sofre com o rápido declínio de suas florestas, consequência das atividades antrópicas (SOS Mata Atlântica, 2021).

O domínio fitogeográfico Atlântico ocupava todo o litoral leste brasileiro abrangendo área de aproximadamente 1.315.460 km² (SOS Mata Atlântica, 2021). Nos últimos 500 anos, seu domínio diminuiu significativamente devido as altas explorações de terras (Dean, 1989). Como resultado da extensa exploração, esta floresta mantém agora entre 24 e 12% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica, 2024), representada principalmente por fragmentos florestais isolados compostos por florestas secundárias em estágios iniciais e intermediários de sucessão (Ribeiro et al, 2009; SOS Mata Atlântica, 2014).

A fragmentação é o fenômeno em que uma área extensa e interligada é fragmentada, dando origem a pequenas manchas vegetais, o que o torna extremamente prejudicial a toda comunidade biológica (Viana, 1998; Pardini et al, 2005; Berreta,2023) afetando principalmente a biodiversidade (Fernandes et al, 2022). A capacidade de sobrevivência das espécies nessas áreas é afetada pelo tamanho, número de fragmentos e o tipo de vizinhança (Saunders et al, 1991; Viana et al, 1992; Püttker et al, 2020). Numerosos estudos concluíram que as principais consequências dessa fragmentação são o efeito de borda (Silva et al, 2022; Oliveira et al, 2023), perda de diversidade (Pardini et al, 2005^a; Escobar, 2023) e baixo fluxo gênico (SOS Mata Atlântica, 2021).

Atualmente, mais da metade das florestas tropicais do mundo não são primárias, mas, em regeneração natural, sendo grande parte secundárias (Pain et al, 2021; Chazdon, 2016). As florestas secundárias surgem quando a terra é abandonada após atividades humanas, como desmatamento, pastagens de gado e agricultura (Silva et al, 2004; Cordeiro; Santos, 2017). Elas desempenham papel cada vez mais importante na conservação da biodiversidade à medida que continuamos a destruir florestas maduras (Chazdon et al, 2009; Souza et al, 2021; Tito et al,2022). Além disso, são fundamentais para a regulação ativa do Co₂ na biomassa vegetal abaixo e acima do solo, perfazendo equilíbrio das emissões de carbono causada pela degradação florestal (Duarte, 2023). Recentemente, na COP28, mencionou-se sobre a importância de se

conservar por meio de monitoramento esses fragmentos florestais, devido sua importância ímpar para combater principalmente aos gases de efeito estufa (MMA, 2023).

Os processos sucessionais nas florestas tropicais secundárias apresentam variações consideráveis (estrutura, aumento na cobertura da copa, densidade de árvores e área basal), essas variações podem ser influenciadas pelo histórico de perturbação (Rubiolli, 2016). Pesquisadores mostram que a crescente urbanização e conseqüentemente a transformação do uso do solo resultam em mudanças de grandes escalas na biodiversidade (Van Vliet, 2019; McDowell et al, 2020). Os distintos usos de solo podem influenciar amplamente a dinâmica das florestas secundárias, assim como mudanças na composição (Silva et al, 2020), biomassa acima do solo (Borges et al, 2020), podendo levar a mudanças funcionais do ecossistema (Pyles et al, 2020). Os históricos de perturbação podem ainda alterar a composição arbórea, mesmo em comunidades de mesma idade (Rubiolli, 2016). Além disso, à medida que a floresta passa pela sua fase de sucessão há mudança na sua composição específica, levando ao aumento progressivo nas diversidades taxonômicas e funcionais (Chazdon, 2008; Dario, 2022).

As florestas urbanas proporcionam benefícios e serviços ecossistêmicos como abrigo para a fauna, estabilidade do microclima, absorção de carbono da atmosfera (Wanderley et al, 2019), proteção do solo, manutenção de fontes de água, bem como saúde e bem-estar humano (Frumkin et al, 2017). A pandemia da COVID-19 destacou a importância crescente destes atributos (Weinbrenner et al, 2021). Estudos indicaram aumento notável de indivíduos que procuraram consolo nas florestas urbanas em meio à pandemia, uma vez que estes espaços verdes provaram ser eficazes na mitigação dos impactos prejudiciais da quarentena no bem-estar mental (Cartwright et al, 2018; Pouso et al, 2020; Samuelsson et al, 2020; Venter et al, 2020; Yang et al, 2020).

A composição das espécies de árvores na floresta urbana influencia tanto a quantidade como a qualidade dos serviços que recebemos hoje (Mace et al, 2012; Lovell & Taylor, 2013; Goodness et al, 2016; Roman et al, 2021). Além disso, contribuem para a saúde e resiliência geral das florestas (Paquette et al, 2021) e, assim, para a prestação desses serviços no futuro (Grimm et al, 2008). Outro atributo fundamental das florestas urbanas, diz respeito ao controle das ondas de calor que as cidades produzem (Samora et al, 2016; Silva et al, 2019). As florestas urbanas possuem seu próprio microclima, capazes de gerar resfriamento, combatendo as ilhas de calor das cidades causados pelas atividades humanas, o que proporciona melhor qualidade de vida para a população (Silva et al, 2019). Apesar das crescentes evidências dos benefícios e do valor das árvores urbanas, a nossa compreensão da diversidade das florestas urbanas

permanece incompleta considerando paisagens espacialmente heterogêneas e métricas para além da riqueza de espécies (Hutt-Taylor & Ziter, 2022).

Uma das consequências da antropização e da fragmentação florestal nas paisagens naturais é o surgimento de “*novel ecosystem*” (sensu Hobbs et al, 2006). O conceito ecológico de “*novel ecosystem*” surgiu no início deste milênio (Hobbs et al, 2006) e o conceito geral proposto por Hobbs et al (2013) sugere que é um ecossistema capaz de se recuperar após severo impacto antrópico, capaz de manter sua sucessão naturalmente sem intervenção antrópica, mas, incapaz de retornar ecológica ou funcionalmente ao seu estado original (pré-impacto) ou ao estado original próximo a algum sistema natural de referência (sem impacto). Ou seja, são ecossistemas autossustentáveis com novos (*novel*) conjuntos de espécies, que surgiram como resultado de ações humanas, mudanças ambientais e impactos causados pela introdução de indivíduos não nativos (Hobbs et al, 2006; Morse et al, 2006).

Esses novos conjuntos de espécies são compostos de organismos que não coevoluíram anteriormente e agora interagem entre si e com o ecossistema urbano (Saul & Jeschke, 2015). Nas paisagens urbanas, as contínuas atividades humanas e os seus efeitos no ambiente alteram as características físicas e químicas, resultando em condições desafiadoras para sustentar “*novel ecosystem*”. Na verdade, Lugo (2013) e Teixeira & Fernandes (2019) argumentam que “*novel ecosystem*” são uma realidade nas paisagens florestais tropicais, especialmente nos neotrópicos.

Lugo & Helmer (2004) e Mascaro et al (2008) mostraram que muitas florestas tropicais que regeneram tanto em áreas agrícolas abandonadas como ambientes urbanos acabam se transformando em “*novel ecosystem*” (Perring et al, 2013; Teixeira & Fernandes, 2021; Andrade et al, 2021). A conversão de paisagens naturais em áreas urbanas é mais severa do que em áreas agrícolas, pois resulta na devastação quase completa da vegetação nativa. Isso pode levar à redução do tamanho dos remanescentes florestais, barreiras físicas para a dispersão da fauna e flora nativa, introdução de espécies exóticas e alteração das condições microclimáticas. (McKinney, 2006; Perring et al, 2013). De acordo com Lugo (2009), os “*novel ecosystems*” são realidade nas paisagens florestais tropicais fragmentadas em uma Era (Antropoceno) em que elas não podem ser ignoradas, mas sim, estudadas e compreendidas.

No entanto, estes “*novel ecosystems*” não contribuirão necessariamente para a perda da diversidade e dos seus processos ecossistêmicos (Silva,2014). Por exemplo, um estudo em Porto Rico sobre a composição e estrutura de “*novel ecosystem*” com a dominância da espécie exótica não nativa *Castilla ellastica* Cerv. (Moraceae) mostrou níveis semelhantes de diversidade entre o “*novel ecosystem*” e a floresta nativa (ecossistema de referência), diferindo apenas na abundância relativa das espécies dominantes (Silva, 2014). O estudo de Mascaro et

al, 2012 mostrou de forma comparativa entre 17 fragmentos florestais no Havaí (oito nativos e nove novos) que os “*novel ecosystems*” dominados por diferentes espécies não-nativas foram capazes de manter funções ecossistêmicas importantes, como produtividade, armazenamento de carbono e ciclagem de nutrientes. Este estudo forneceu evidências sugerindo que as espécies não nativas aumentaram o número total de espécies e a diversidade de pequenas árvores locais nestes “*novel ecosystems*”.

Florestas antropizadas fragmentadas em meio urbano necessitam de avaliações que respondam quais são as alterações causadas por este impacto e até que ponto prejudicam à humanidade e os ciclos biológicos. Estudos de dinâmica são fundamentais para fornecer respostas sobre sucessão ecológica e conservação, pois observam as mudanças em termos de crescimento florestal levando em consideração egresso e ingresso de espécies, existência de taxas nulas, exclusão e surgimento de novos indivíduos na comunidades florestais, o que acarreta a alteração de sua diversidade (Costa Junior et al, 2022).

Os estudos de dinâmica têm sido incentivados por diversos pesquisadores, pois permitem investigar a sucessão ecológica a longo prazo, principalmente em florestas antropizadas (Carvalho et al, 2010; Rubioli, 2016; Nascimento, 2018; Davies et al, 2021). A justificativa para este crescente incentivo é a confirmação de que grande parte da biodiversidade se encontra hoje em pequenos fragmentos florestais pouco estudados e historicamente marginalizados pelas iniciativas conservacionistas (Soares, 2020).

Uma das principais lacunas nos estudos de cronosequência de fragmentos antropizados urbanos é a análise da dinâmica temporal da comunidade e das populações (Klaus & Kiehl, 2021; Teixeira et al, 2021; Chmura et al, 2022). Portanto, se faz necessário compreender como os processos ecológicos funcionam em diferentes históricos de usos do solo à longo prazo, assim como entender a sucessão ecológica dos “*novel ecosystems*” (Maciel et al, 2015). Até que ponto estas comunidades mantêm o seu funcionamento como entidades coesas ao longo do tempo ainda é em grande parte desconhecida, apresentando desafio proeminente para a ciência dos ecossistemas num mundo que está a tornar-se mais urbanizado (Guerra et al, 2020).

Assim, considerando o histórico de usos de solo do *campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora- Minas Gerais e a importância de se compreender a dinâmica dos “*novel ecosystems*” e florestas secundárias em meio urbano, nesse trabalho pretendemos avaliar a dinâmica florestal de dois “*novel ecosystems*” e duas florestas secundárias urbanas em regeneração com distintos usos de solo em espaço temporal de 7 e 11 anos.

1.1 Hipóteses:

- (i) Os fragmentos secundários encontrados no *campus* da UFJF serão dinâmicas e tendem a ser homogêneas a longo prazo e, as taxas de recrutamento e mortalidade serão afetadas pelos distintos usos de solo;
- (ii) As florestas classificadas como “*novel ecosystems*” serão dinâmicas, mas irão manter a estabilidade populacional das espécies dominantes, entretanto não mudará de forma significativa a composição de indivíduos e a dinâmica estrutural ao longo do período estudado.

2 OBJETIVOS

Avaliar a dinâmica temporal de quatro fragmentos urbanos de floresta estacional semidecidual no *campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora- Minas Gerais a fim de gerar informações que contribuam para a compreensão do processo de sucessão ecológica temporal de florestas urbanas.

2.1 Objetivos Específicos:

- 1) Analisar as mudanças nas comunidades de acordo com sua heterogeneidade sucessional ao longo do período de 7-11 anos;
- 2) Avaliar se as taxas de dinâmica são influenciadas no espaço-temporal com os diferentes impactos encontrados nos fragmentos;
- 3) Avaliar se as espécies dominantes encontradas nos “*novel ecosystems*” se mantêm estáveis ao longo do período estudado.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Foram estudados quatro fragmentos de florestas urbanas no *Campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) no município de Juiz de Fora, Estado de Minas Gerais (21°43' S, 43°22' W). A região está situada no sudeste do Brasil, especificamente na zona macroeconômica conhecida como Zona da Mata Mineira, que está inteiramente localizada dentro do domínio da Mata Atlântica (Figura 1).

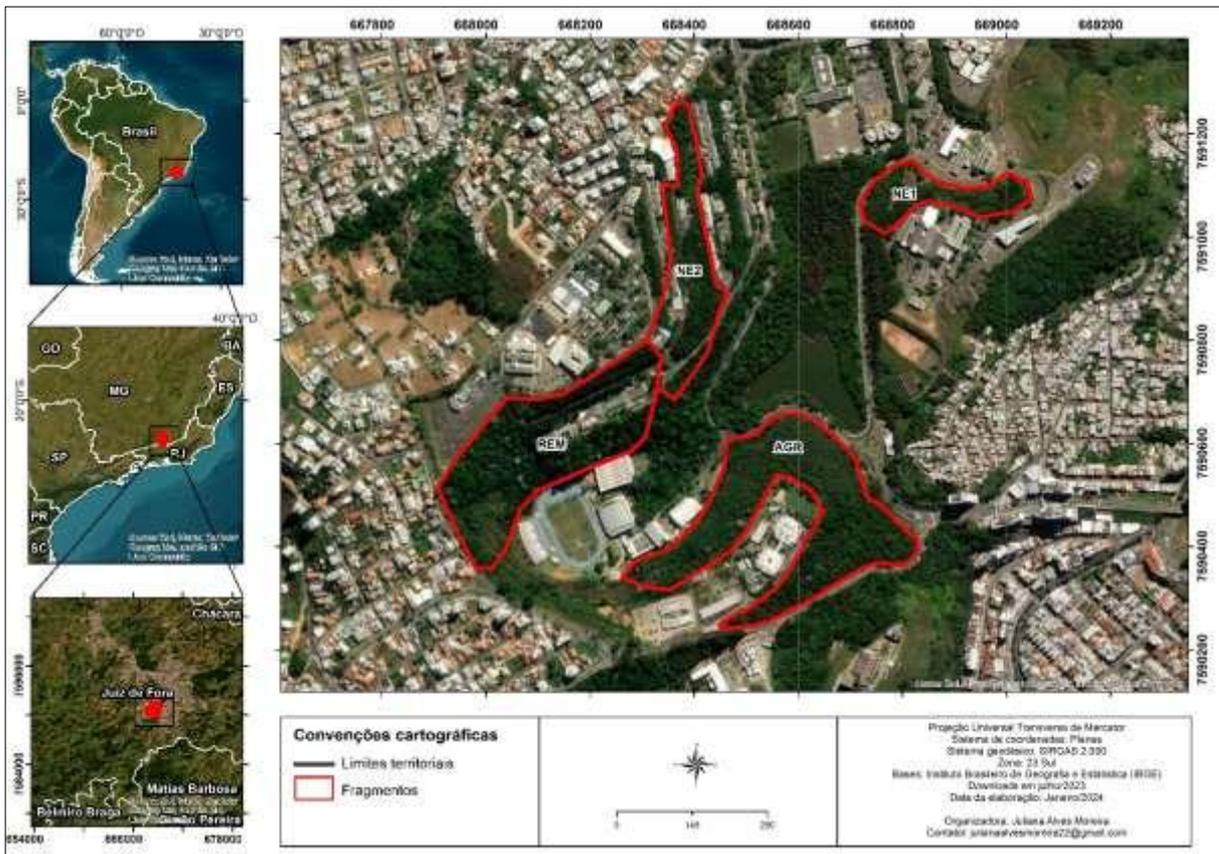


Figura 1. Mapa dos fragmentos florestais urbanos da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora – MG, Brasil. Os círculos vermelhos representam os fragmentos estudados REM: Remanescente, AGR: Agricultura, NE1: Novel ecosystem1 e NE2: Novel ecosystem2

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Os fragmentos florestais possuem aproximadamente 1,5 hectares cada, cercado por matriz urbana composta por estradas, edificações e algumas pequenas manchas florestais. O clima é classificado como Cwb segundo Köppen, que se caracteriza como clima temperado mesotérmico com invernos amenos. As florestas estão situadas em altitude em torno de 850 m. A média anual de precipitação é de aproximadamente de 1.536 milímetros e a temperatura média é de 18,9 graus Celsius (Carvalho et al, 2022). A geologia é formada por rochas, incluindo gnaisses e granitos (FEAM, 2007). Os solos são caracterizados predominantemente

por Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (FEAM, 2007). A vegetação florestal é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012).

O *Campus* da UFJF era uma fazenda composta por pastagens e cultivos de café (Moreira & Carvalho, 2013). Porém, na década de 1960, iniciou-se a construção de prédios e estradas para a universidade, algumas espécies foram plantadas ao longo das estradas para arborização, com destaque para o pinheiro americano *Pinus elliottii* Engelm (Pinaceae) e a nativa *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish (Asteraceae) (Rubioli,2016). Com a desativação da fazenda e a construção da universidade, algumas áreas ficaram abandonadas e passaram por processo de regeneração natural, principalmente os locais mais íngremes formadas pelo solo utilizado para nivelamento do terreno, o que permitiu o desenvolvimento de florestas secundárias que hoje têm cerca de 60 anos (Rubioli,2016) (Figuras 2a e 2b).

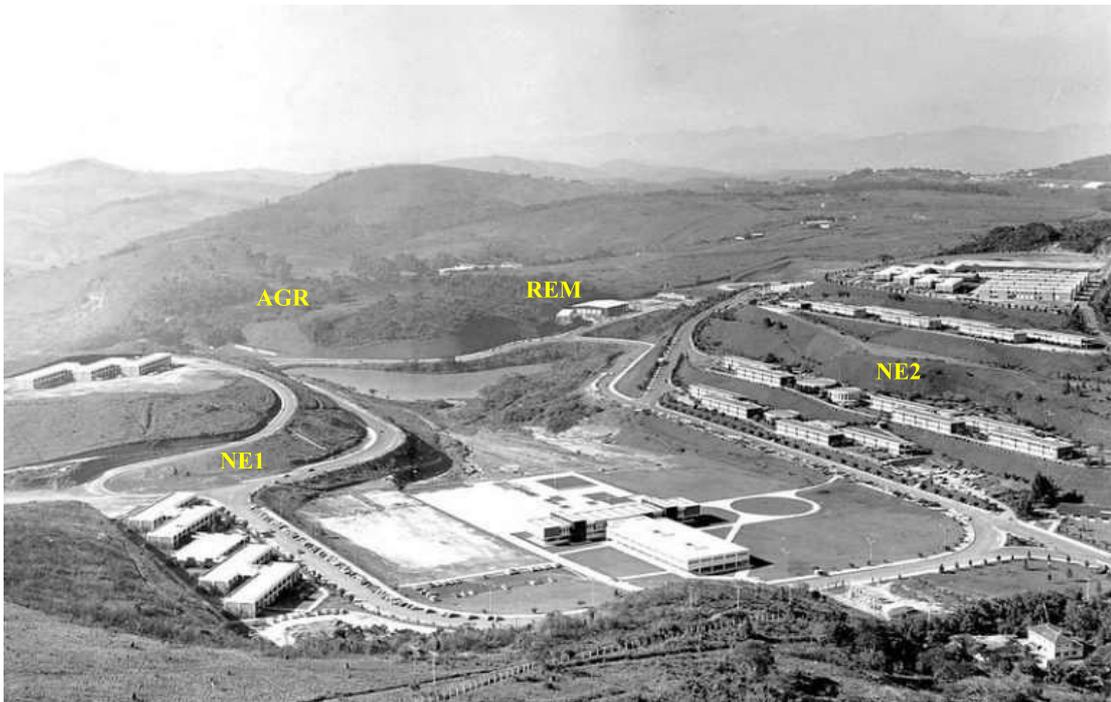


Figura 2a. Universidade Federal de Juiz de Fora na década de 1960. Em amarelo estão as siglas dos fragmentos florestais estudados, demarcando assim sua localização no mapa.¹

Fonte: Página online UFJF (<https://www2.ufjf.br/60anos/historia/>)

¹ AGR: Agricultura, NE1: Novel ecosystem 1, NE2, Novel ecosystem 2, REM: Remanescente.



Figura 2b. Universidade Federal de Juiz de Fora – 2023. Em amarelo estão as siglas dos fragmentos florestais estudados, demarcando assim sua localização no mapa.

Fonte: Google Maps

3.2 Históricos de Usos dos Fragmentos Urbanos estudados

Este estudo foi realizado em quatro fragmentos florestais e apesar dos diferentes usos pretéritos (citados abaixo), todos os fragmentos experimentam as mesmas condições ambientais (clima, relevo, solos e vegetação) e estão próximos entre si (menos de 500 metros). Os solos encontrados nesses fragmentos são classificados como: Argilo-arenosa, argila e franco-arenosa, ácidos e úmidos. Neste estudo, buscamos englobar os principais tipos de ecossistemas urbanos: florestas remanescentes naturais, florestas que se regeneraram após uso de seus solos e “*novel ecosystems*”. Portanto, escolhemos florestas com diferentes históricos de uso do solo e as classificamos da seguinte maneira: (i) remanescentes naturais de florestas urbanas (~5,0 ha) que se encontram com mais de 40 anos de regeneração (REM), (ii) florestas urbanas regeneradas a partir de terras agrícolas (AGR) com um total de 4,5 ha (regeneração <40 anos); (iii) florestas urbanas regeneradas a partir da desnudação do solo (retirada total ou parcial da vegetação e solo) com dominância de espécie nativa (“*novel ecosystem*”), possui 1,6 ha e se encontra em regeneração há pelo menos 40 anos (NE1); florestas que se regeneraram naturalmente após completa remoção da vegetação e do solo, com dominância de espécie não-nativa (“*novel*

ecosystem”) 1,4 ha e está em regeneração há 40 anos (NE2). A classificação florestal foi determinada por meio de imagens de satélite e estudos anteriores feitos nesses fragmentos (Rubiolli,2016; Nascimento,2018). Em todas as florestas, as parcelas foram estabelecidas de forma aleatória e sorteadas através do Google Earth. Os dados foram coletados de 2012 a 2023 por diversos autores (Moreira & Carvalho,2013; Rubiolli,2016; Nascimento,2018).

3.2.1 *Novel Ecosystem 1 (NE1)*

Localizado entre a faculdade de Educação e Farmácia da UFJF (21°46'50.41" S,43°22'26.15" O), o fragmento "*novel ecosystem 1*" tem aproximadamente 1,6 hectares, possui severos impactos antrópicos (terraplanagem) e a dominância da espécie nativa *Eremanthus erythropappus* (candeia). *Eremanthus* possui boa adaptação em ambientes arenosos e de poucos recursos e neste fragmento parece funcionar como oportunista devido a sua alta dominância (Rubiolli, 2016). Este fragmento florestal possui combinação de espécies arbóreas e elementos estruturais (histórico de perturbação e dominância de uma espécie oportunista) que o classificam como "*novel ecosystem*", que funcionou como significativo limiar ecológico e filtro ambiental (Rubiolli, 2016). A primeira medição deste fragmento foi feita em 2013 (T1) e o último em 2022 (T2) (Figura 3).



Figura 3. "novel ecosystem 1" (NE1). (A) Faculdade de Farmácia na década de 1960, a imagem demonstra o fragmento após desnudação do solo, processo causado pela terraplanagem. (B) Fragmento NE1 após período de regeneração natural (2023).

Fonte: Página online UFJF (<https://www2.ufjf.br/60anos/historia/>)

3.2.2 Novel Ecosystem 2 (NE2)

Este fragmento urbano está localizado no Instituto de Ciências Biológicas da UFJF (21°46'34.59" S, 43°22'08.57" O). Na criação do *campus*, algumas espécies foram plantadas ao longo das estradas para arborização, com destaque para o pinheiro americano *Pinus elliottii*. Com a desativação da fazenda e a construção da universidade, essa área passou por processo de

regeneração natural, principalmente as áreas mais íngremes formadas pelo solo utilizado para nivelamento do terreno, o que permitiu o desenvolvimento de florestas secundárias. Seu primeiro inventário foi feito em 2012 (T1) por Moreira & Carvalho, 2013 e o fragmento mostrou uma alta dominância e resistência da espécie não- nativa *Pinus elliottii*. Segundo Rubioli (2016), assim como o NE1, este fragmento florestal possui combinação de espécies arbóreas e elementos estruturais que o classificam como “*novel ecosystem*”, resultado da alta densidade e população estável de *P. elliottii* e seu histórico de perturbação (terraplanagem), que funcionou como significativo limiar ecológico e filtro ambiental. A última medição, presente neste estudo, foi feita em 2022 (T2) (Figura 4).

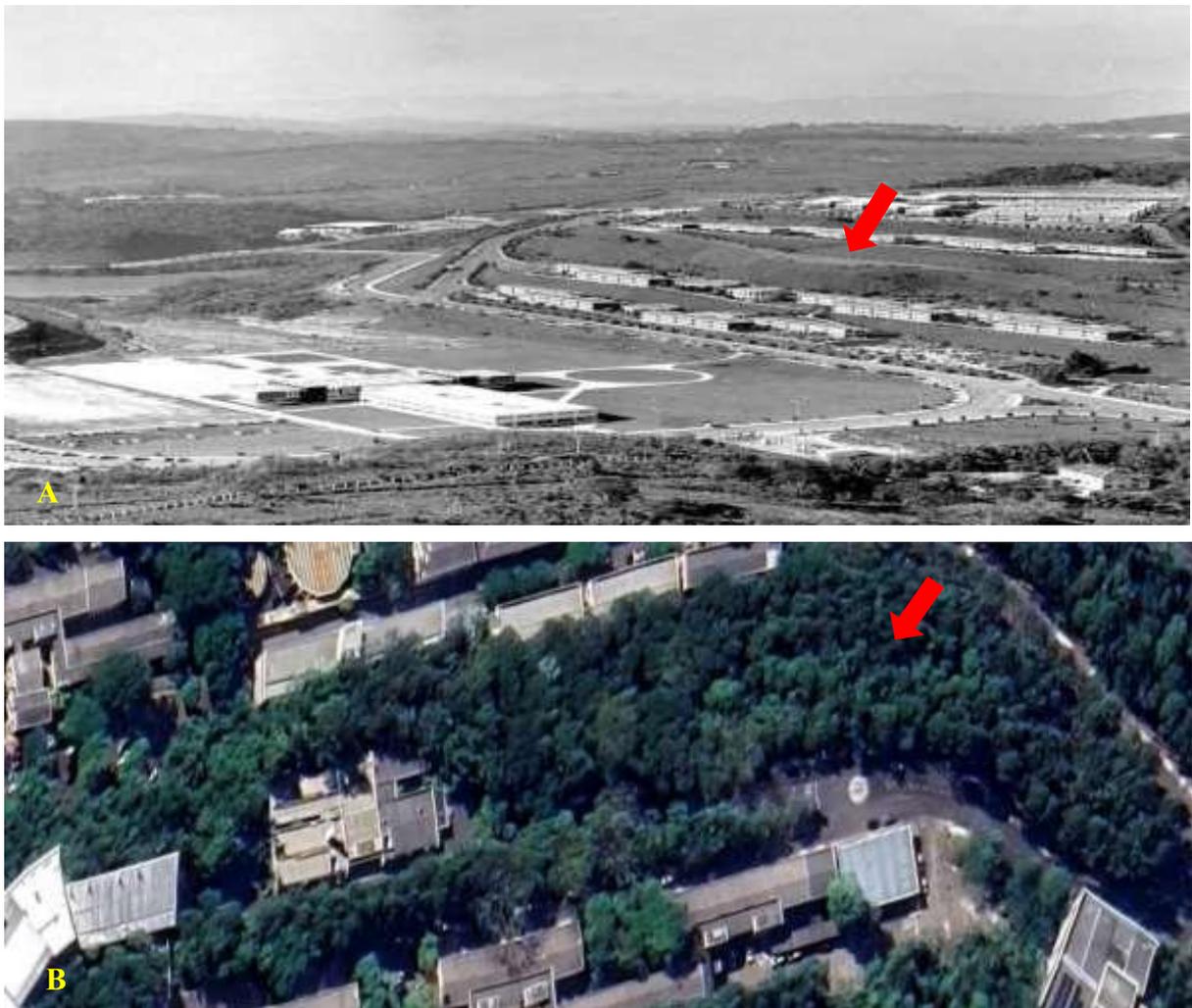
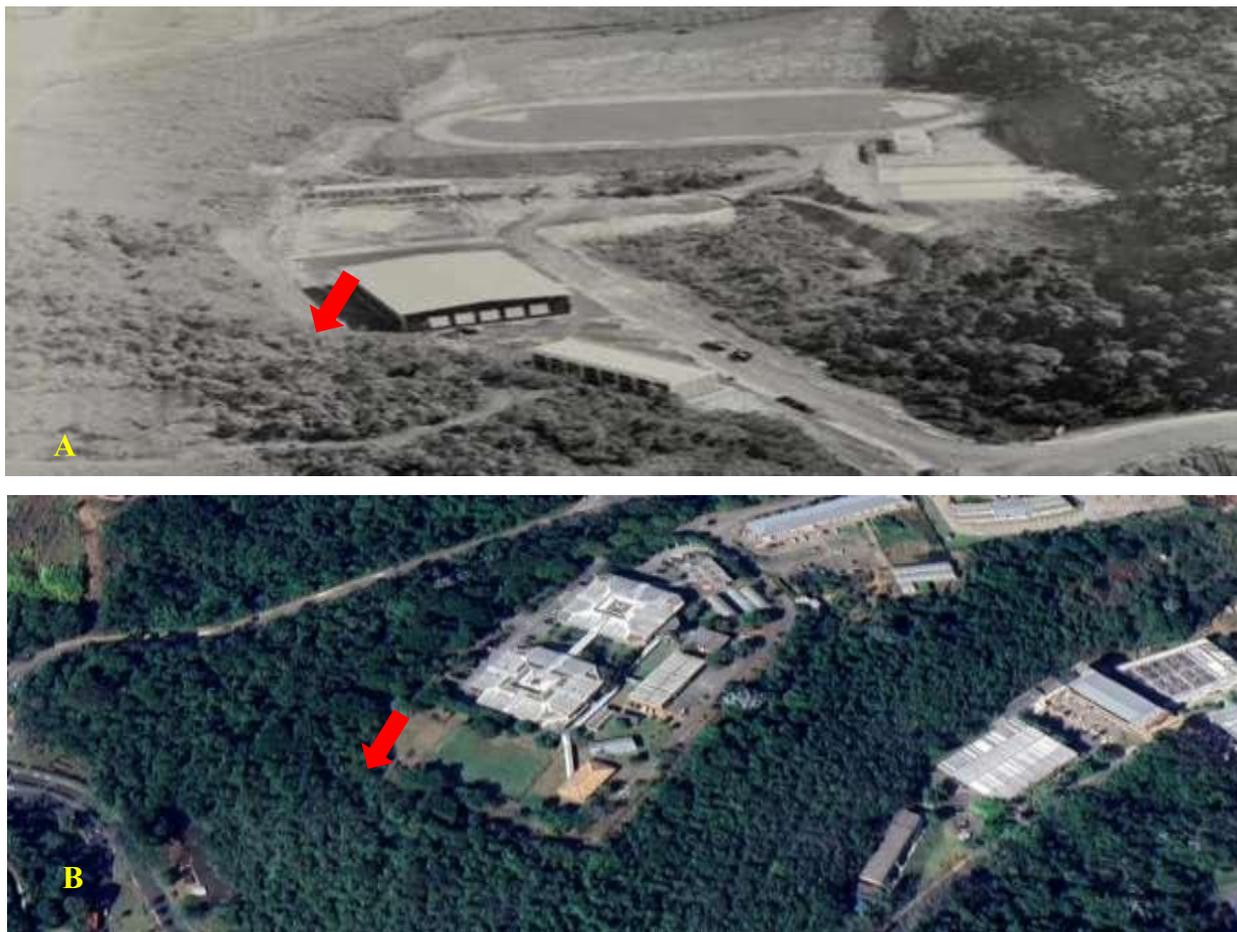


Figura 4. “*novel ecosystem*” 2 (NE2). (A) Instituto de Ciências Biológicas (ICB) na década de 1960, a imagem demonstra o fragmento após corte total das árvores para construção de prédios, processo causado pela terraplanagem. (B) Fragmento NE2 após período de regeneração natural (2023).

Fonte: Página online UFJF (<https://www2.ufjf.br/60anos/historia/>).

3.2.3 Agricultura (AGR)

Este fragmento está inserido entre a faculdade de Educação Física e a sede da empresa Embrapa Gado de Leite em Juiz de Fora- MG (21°46'50.50" S, 43°22'08.57" O), ambos compartilham o *campus* da UFJF, o local era utilizado para pastagem e agricultura. Rubioli (2016) fez o primeiro inventário deste fragmento em 2014 o caracterizando como capoeira, devido a sua formação vegetal e imagens de satélite. Segundo a Lei 13.977, Artigo 5° ICMbio², uma capoeira deve estar em estágio inicial ou médio, constituída principalmente por espécies pioneiras nativas da região, provenientes de florestas nativas primárias ou de sucessoras, em formação ou adulta, submetidas ao corte raso e nas quais, pelo menos cinquenta por cento da população arbórea ainda não tenham alcançado um Diâmetro à Altura do Peito – DAP de 12 centímetros. A primeira medição deste fragmento urbano foi em 2014 (T1) e o último em 2023 (T2). (Figura 5)



²Santa Catarina. **Lei N°13.977, Artigo 5° (2007)**. Instituto Chico Mendes - Brasil. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Lei/2007/lei_13977_2007_altr_lei_10472_1997_institui_polotica_florestal_sc_rvkd_lei_14675_2009.pdf

Figura 5. Agricultura (AGR). (A) Faculdade de Educação Física e sede EMBRAPA gado de leite na década de 1960. (B) Fragmento AGR após período de regeneração natural (2023).

Fonte: Página online UFJF (<https://www2.ufjf.br/60anos/historia/>).

3.2.4 Remanescente (REM)

Remanescente é um fragmento natural, localizado na faculdade de Educação Física da UFJF (21°46'50.41" S, 43°22'26.15" O). Seu primeiro inventário foi realizado em 2015 (T1) por Rubioli (2016). A floresta já possuía vegetação aparentemente em estágio intermediário de sucessão secundária e possui aproximadamente 5 ha. A última remedição feita neste fragmento aconteceu em 2023 (T2). (Figura 6)

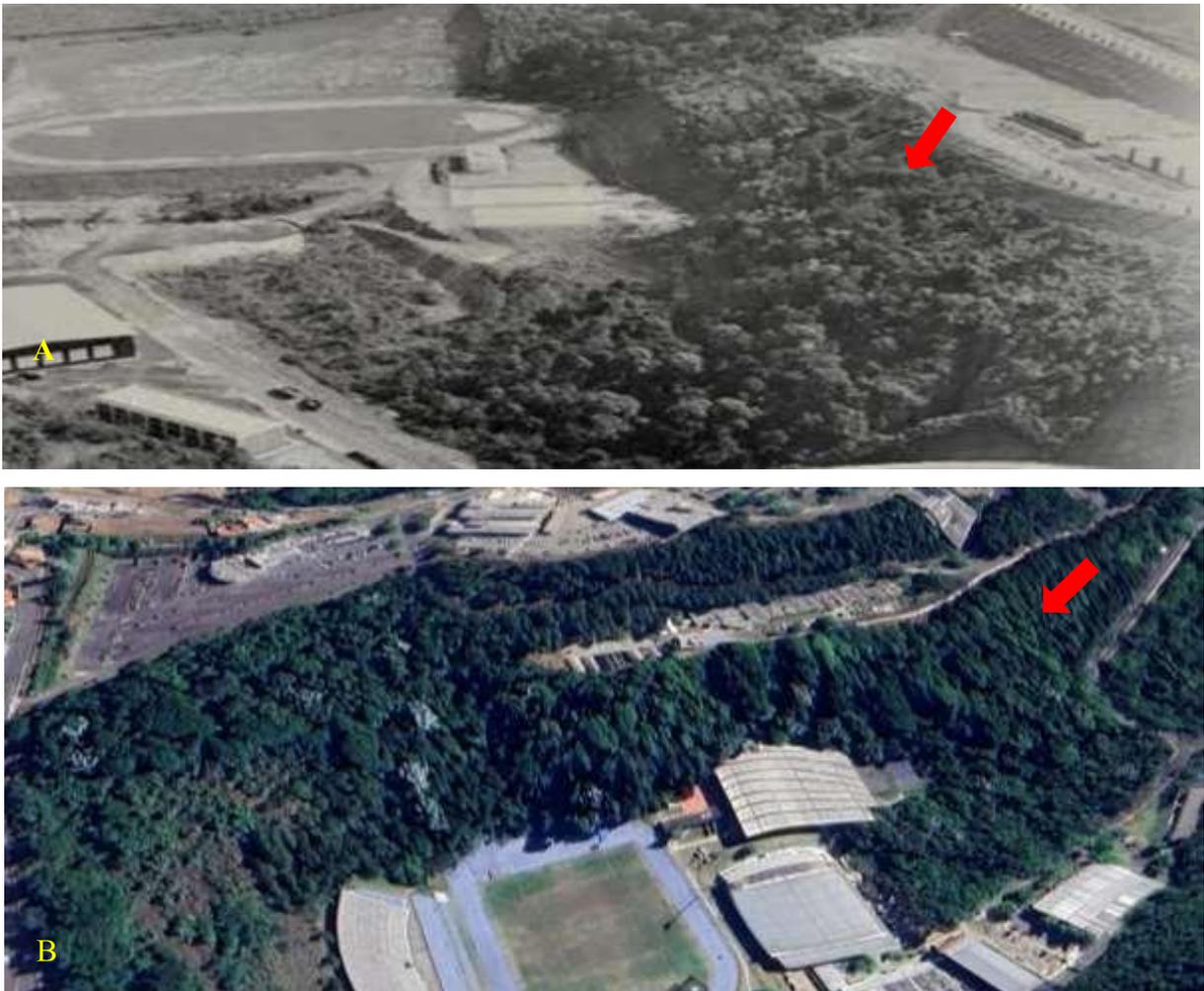


Figura 5. Remanescente (REM). (A) Faculdade de Educação Física (FAEFID) na década de 1960. (B) Fragmento REM após período de regeneração natural (2023).

Fonte: Página online UFJF (<https://www2.ufjf.br/60anos/historia/>).

3.3 Amostragem de vegetação

Tabela 1. Amostragem das áreas estudadas no período de 2022/2023.

Área	Tempo da última medição	Histórico de Perturbação	Tamanho
"novel ecosystem 1"	9 anos	Terraplanagem e dominância de <i>Eremanthus erytrophappus</i>	~1,6há
"novel ecosystem 2"	11 anos	Terraplanagem e dominância de <i>Pinus elliotti</i>	~1,6há
Agricultura	9 anos	Pastagem e Agricultura	~4,0há
Remanescente	7 anos	Remanescente	~5,0há

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

As remedições ocorreram de acordo com o período amostrado na tabela 1 e seguindo o padrão utilizado por Rubioli, 2016. Foram remediadas 40 parcelas de 20 x 20 metros que foram alocadas aleatoriamente no fragmento florestal, sendo 10 parcelas em cada comunidade, resultando em uma área amostral total de 1,6 hectares. Isto seguiu protocolo padrão para florestas sazonais neotropicais conforme descrito por Felfili et al (2007). Todas as árvores das parcelas com DAP ≥ 5 cm (DAP: diâmetro à altura do peito, 1,30 m acima do solo) foram amostradas para medição de seus diâmetros e alturas, os indivíduos sobreviventes foram mensurados novamente, enquanto os mortos foram registrados, medidos e os recrutas incluídos na amostragem, marcados e identificados (Figura 7). O material coletado foi levado ao Herbário Leopoldo Krieger (CESJ) da UFJF para identificação com o auxílio da coleção e de taxonomistas. Avaliamos a composição florística comparando os "novel ecosystem" com as florestas secundárias estudadas no tempo 1 (primeiras medições/início) e o tempo 2 (últimas medições/final). As espécies foram distribuídas em famílias de acordo com o sistema APG IV (APG IV, 2016), a nomenclatura específica e as abreviaturas dos nomes das autoridades seguiram a Lista de Espécies da Flora Brasileira (Flora e Fungo do Brasil, 2021).



Figura 7. Metodologia da remedição dos indivíduos arbóreos nas comunidades florestais estudadas.

3.4 Riqueza e diversidade de espécies

A estimativa da riqueza e diversidade das espécies da comunidade foram obtidas do número de espécies (S) e do índice de diversidade de Shannon (H') (Kent e Coker 1992). O índice de diversidade considera a transformação logarítmica (\ln) da densidade das espécies, utilizamos o teste t de Hutcheson para comparar os valores de H' entre os inventários e os fragmentos (Magurran, 2021). Já o índice de equabilidade de Pielou (J), baseado em H' , foi aplicado para estimar a uniformidade da comunidade (Kent e Coker, 1992). Para a comparação da riqueza de espécies foram geradas curvas de rarefação (1000 aleatorizados), em função das unidades amostrais (Gotelli, 2009), extrapolamos ao valor máximo de indivíduos da área (Colwell

et al, 2012; Hsieh et al, 2016a). Teste de modelos nulos foram feitos comparando as curvas de rarefação e curvas aleatórias, onde avaliamos a hipótese ecológica que compara a composição das espécies e hipótese biogeográfica de ilhas que não considera a identidade das espécies. As curvas foram geradas no software R versão 3.4.0 (R CORE TEAM, 2017)³, usando os pacotes ggplot2 (Wickham, 2009) e INext (Hsieh et al, 2016b).

Geralmente, as curvas são comparadas de maneira pontual, tendo como base o montante da abundância da menor amostra (na porção rarefeita) ou o valor do ponto de estabilização estimado para as curvas (para a porção extrapolada). Os dois processos apresentam problemas estatísticos (Cayuela et al, 2015), por isso foi feito o teste da diferença entre as curvas seguindo os processos descritos por Cayuela et al (2015), utilizando a função `BiogTest.individual` do pacote `rareNMtests` (Cayuela & Gotelli, 2014), que avalia a diferença entre as curvas como um todo, e não de maneira pontual.

Análises multivariadas de ordenação (Felfili, 2011) foram realizadas entre todos os fragmentos. A análise de ordenação foi executada pelo método de correspondência distendida (DCA), que trabalha o desvio padrão como unidades em seus eixos, possibilitando interpretar diretamente entre o intervalo ou similaridade das amostras em termos ecológicos. Ou seja, se as amostras foram ordenadas através do espaço, a distância euclidiana entre elas pode ser calculada e derivada em termos de dissimilaridade ecológica (Urrego et al, 2009), corroborando assim a análise de ordenação. Para a realização da DCA foi criada uma matriz de densidade de espécies por parcela no tempo 1 (inicial) e 2 (final). As espécies foram inseridas nas colunas enquanto o período estudado nas linhas em ordem crescente (Felfili et al, 2007). A análise de classificação foi realizada pela técnica de agrupamento de Bray-Kurtis (quantitativo). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software PAST v3.11 (Hammer et al, 2001). Por fim, a análise de similaridade (*One-way* ANOSIM) foi realizada para testar estatisticamente a diferença espacial na composição de espécies entre os fragmentos ($\alpha = 0,05$). Todas as análises foram realizadas no software PAST v3.11.

3.5 Parâmetros de Dinâmica

A dinâmica foi analisada tanto para área basal, onde foram calculadas taxas de acréscimos (ganho por meio de incremento dos sobreviventes com adição dos recrutas) e decréscimo (perda devido a mortalidade) quanto para números de indivíduos por meio das taxas

³ R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing.

anuais de *turnover*, recrutamento (R) e mortalidade (M). As taxas de M e R dos indivíduos, e acréscimo e decréscimo em área basal foram calculadas por expressões exponenciais, expressa em $\%.\text{ano}^{-1}$ (Sheil & May, 1996). Foram reconhecidas alterações em proporção constante do tamanho inicial da população por intervalo de tempo, o que resulta nas seguintes fórmulas:

$$R = [1 - (1 - r/Nt)^{1/t}] \times 100;$$

$$M = \{1 - [(N0 - m) / N0]^{1/t}\} \times 100;$$

$$G = \{1 - [1 - (Abr + Abg) / Abt]^{1/t}\} \times 100;$$

$$P = \{1 - [(AB0 - (Abm + Abd)) / AB0]^{1/t}\} \times 100;$$

Em que: t = tempo entre os inventários, em anos; N0 = número inicial de indivíduos; Nt = número de indivíduos após o tempo t; r = número de recrutas; m = número de indivíduos mortos; AB0 = área basal inicial; Abt = área basal após o tempo t; Abr = ganho em área basal devido aos indivíduos recrutados; Abg = ganho em área basal devido ao incremento dos sobreviventes; Abm = perda de área basal devido aos indivíduos mortos; Abd = perda da área basal pelos decrementos dos sobreviventes.

Para a análise da estrutura vertical (diâmetro), agrupamos as árvores em quatro categorias (5-10/10-20/20-40/>40) com intervalos de 5- 10cm e 10-20 cm. Analisamos as diferenças entre os fragmentos com distintos usos de solo e entre o tempo inicial e final, utilizando teste de duas amostras de Kolmogorov-Smirnov (Felfili, 1997).

3.6 Coleta de Solos

Foram colhidas três amostras aleatórias de solo de cada parcela em todos os fragmentos, durante a mesma estação do ano, a uma profundidade de 10 – 20 cm, retiradas com auxílio de pá, sendo identificadas, acondicionadas em material plástico e dispostas em laboratório onde foram secas ao ar, destorroadas, trituradas em almofariz e passadas em peneira (Embrapa,1997;2012; Guerreiro et al, 2017). Posteriormente as amostras foram enviadas ao Laboratório de Solos da Universidade Federal de Viçosas para as análises químicas e físicas seguindo as metodologias descritas no estudo de Ruiz et al, 2005.

4 RESULTADOS

4.1 Diversidade

A floresta remanescente apresentou a maior riqueza de espécies no tempo 2 (121 sp.), seguida do fragmento agricultura (93 sp.), Novel ecosystem 2 (60 sp.) e novel ecosystem 1 (33 sp.) (Tabela 2). NE 1 e NE2 não apresentaram diferenças significativas na riqueza de espécies comparado aos outros fragmentos, uma vez que a linha média das curvas de rarefação (Figura 8) não se encontram dentro dos intervalos de confiança (95%) de Remanescente e Agricultura (Gotelli, 2009). Além disso, a rarefação apresentou forte tendência à estabilização em NE2 e NE1 uma vez que as linhas se sobrepõem quase completamente. Todas as comunidades apresentaram sobreposição em relação ao tempo, indicando que não houve diferença na riqueza no período estudado. Os testes de modelos que consideram a composição das florestas (Figura 9), ou seja, identidade das espécies (a) e a escala da área e composição de espécies diferentes (b) (*Ecological null model test*) foram rejeitados, indicando que as composições entre os fragmentos estudados são heterogêneas. Mas, as curvas de rarefação mostradas no teste (Figura 9) demonstraram tendência a homogeneização dessas florestas em relação ao tempo estudado indicado pela sobreposição quase completa das mesmas, ou seja, a composição em relação ao tempo não se alterou nos fragmentos.

Tabela 2. Parâmetros de Riqueza e diversidade arbórea da dinâmica do tempo 1 (inicial) e tempo 2 (final) dos fragmentos urbanos com distintos usos de solo no Município de Juiz de Fora, Universidade Federal de Juiz de Fora.

Parâmetros	NE1		NE2		AGR		REM	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
Número de espécies	33	33	57	60	93	104	114	121
Número de indivíduos	940	841	785	660	597	665	582	576
Índice de diversidade de Shannon (H')	0,9697	1,165	2,897	2,93	3,867	4,048	4,105	4,181
Equabilidade de Pielou (J')	0,2773	0,3333	0,7167	0,7156	0,8532	0,8717	0,8668	0,8717

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

A comunidade da floresta REM apresentou o maior valor do índice diversidade de Shannon ($H' = 4,18 \text{ nats.ind}^{-1}$) e equabilidade ($J' = 0,87$) entre as florestas estudadas (Tabela

2). A diferença do índice de H' foi confirmada estatisticamente pelo teste t de Hutcheson, onde todos os fragmentos urbanos se diferenciaram entre si ($p < 0,01$), bem como comparados à floresta REM. O fragmento AGR apresentou o segundo maior índice de diversidade ($H' = 4,04$ nat.ind⁻¹) e equabilidade ($J' = 0,87$). Os NE's tiveram o menor número de riquezas, diversidade e equabilidade, NE2 apresentou o maior valor de diversidade entre eles ($H' = 2,93$ nat.ind⁻¹) e equabilidade ($J' = 0,71$) e o NE1 com o menor valor de diversidade ($H' = 1,16$ nat.ind⁻¹) e equabilidade ($H' = 0,33$ nat.ind⁻¹). Os valores de H' não apresentaram alterações significativas nos intervalos temporais (teste t de H' , $p > 0,05$), mas entre os fragmentos.

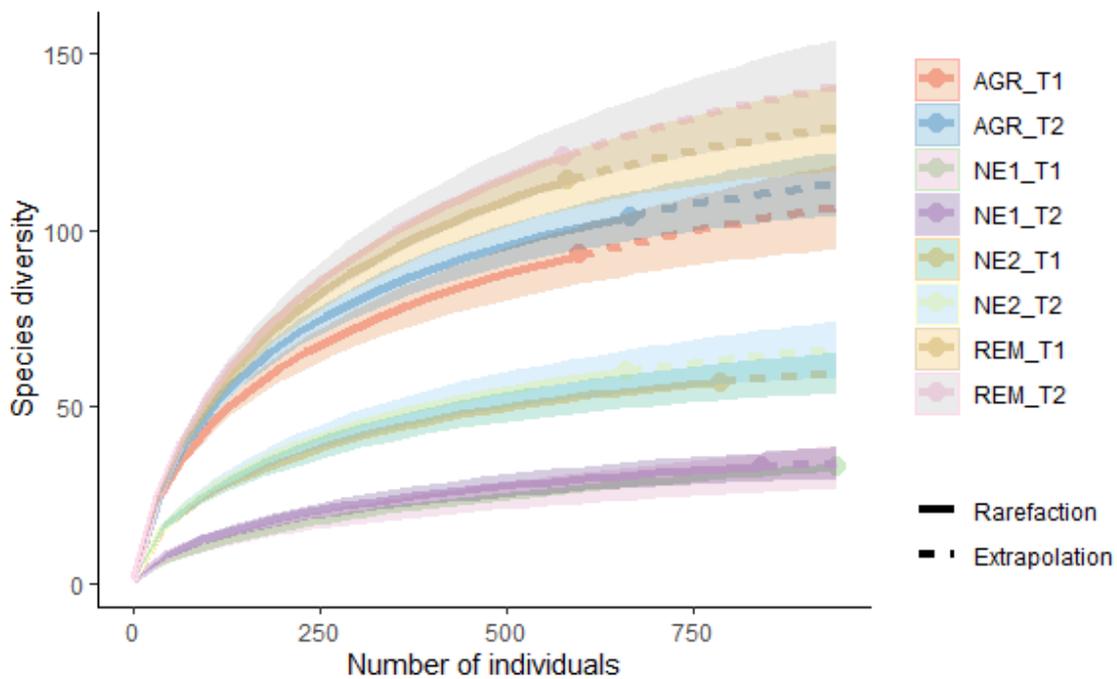


Figura 8 - Curvas de Rarefação para 4 comunidades de florestas urbanas da Universidade Federal de Juiz de Fora. As curvas foram extrapoladas até o número máximo de indivíduos (940). Foram analisados a diferença da riqueza em relação ao tempo e entre as comunidades. Linhas sólidas: curvas de rarefação, linha tracejada: curva de extrapolação, área colorida: intervalos de confiança, cores: fragmentos urbanos da UFJF.

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

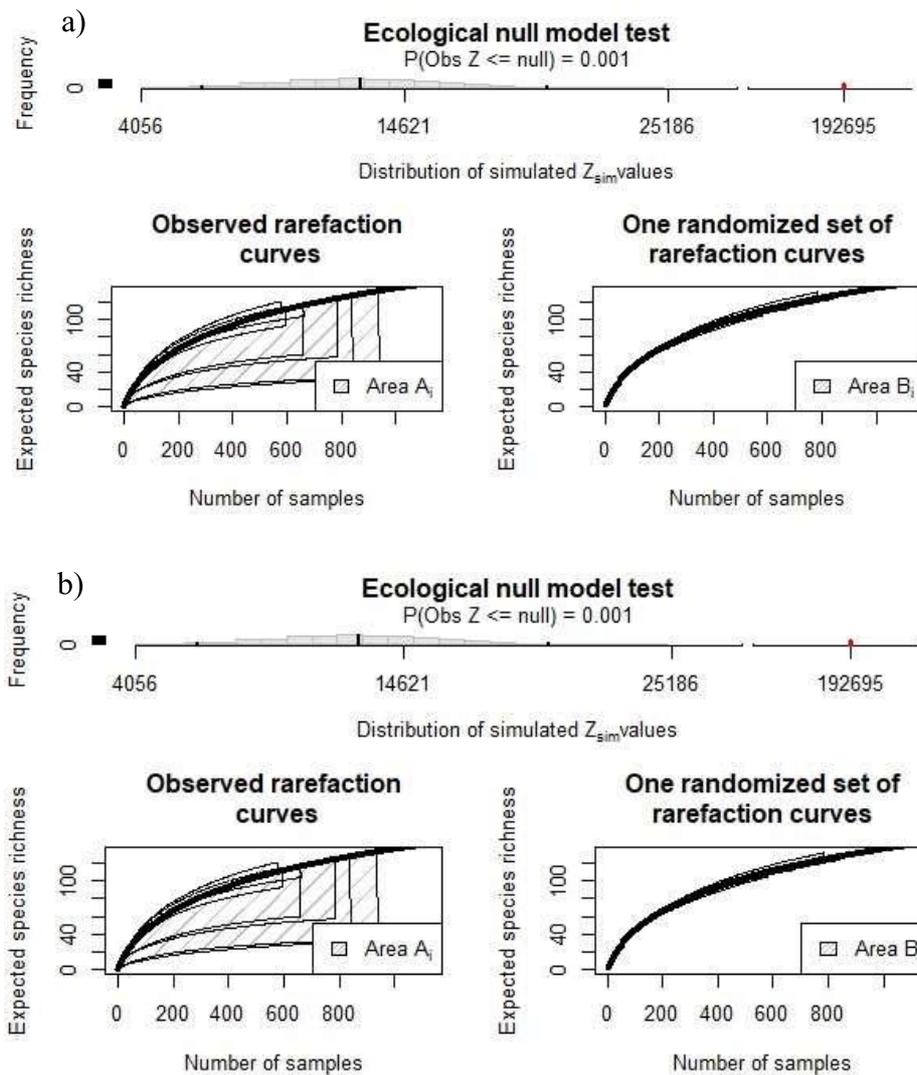


Figura 9 - Teste da curva de rarefação comparando curvas reais e aleatórias entre o tempo 1 e tempo 2 e entre os fragmentos. A) Hipótese ecológica, considera a riqueza das espécies B) Hipótese Biogeográfica, não considera a identidade das espécies.

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

4.2 Classes de diâmetros

Podemos observar o padrão de J invertido em todas as comunidades, com a maioria dos indivíduos concentrados nas primeiras classes diamétricas (Figura 10). REM (Figura 10-d) é a comunidade com maior quantidade de indivíduos arbóreos na maior classificação de diâmetros, enquanto NE1 (Figura 10-a) não demonstrou nenhum neste. Por outro lado, NE1 apresentou a maior quantidade de seres nas menores classes diamétricas, enquanto REM apresentou uma estabilidade

nos períodos 1 e 2. Apesar dessas variações, não encontramos diferenças estatísticas em relação ao tempo nos testes de Kolmogorov-Smirnov.

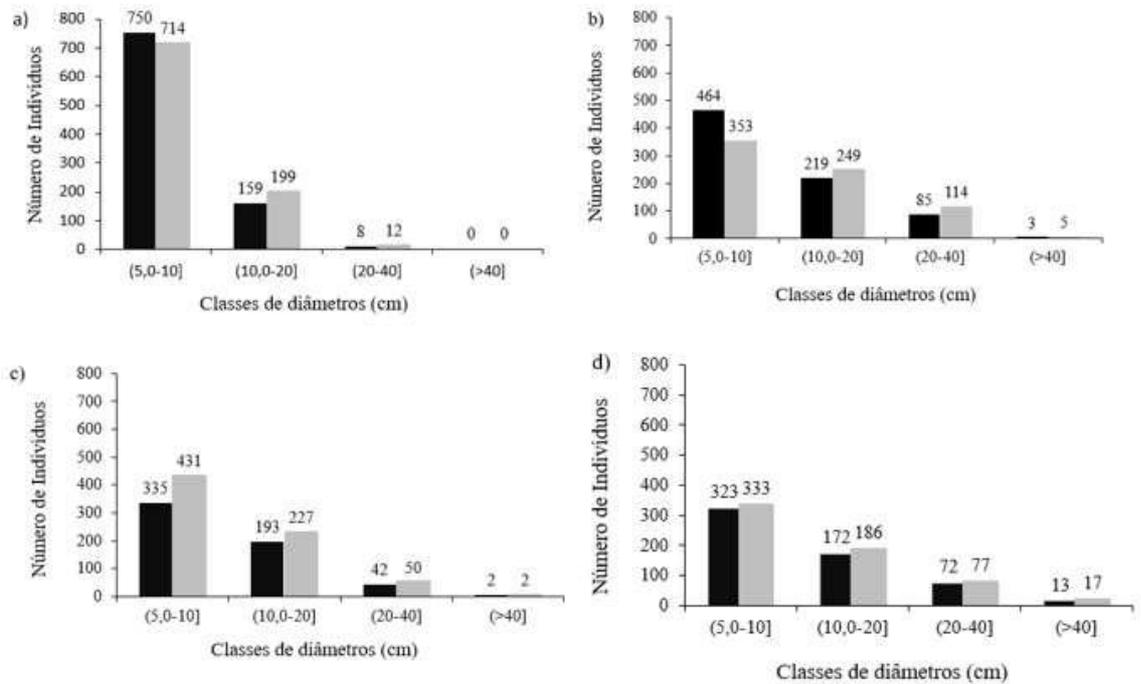


Figura 10 - Classes de diâmetros das florestas urbanas estudadas na Universidade Federal de Juiz de Fora. A) "novel ecosystem" 1, b) "novel ecosystem" 2, c) Agricultura e d) Remanescente. Em preto tempo 1 e em cinza tempo 2.

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

4.3 Mortas por classe de diâmetro

O gráfico de classificações diamétricas em relação aos indivíduos mortos (Figura 11), demonstraram que os indivíduos de menor porte possuem maior mortalidade em todos os fragmentos. Enquanto aqueles com maiores diâmetros obtiveram poucos ou nenhum morto.

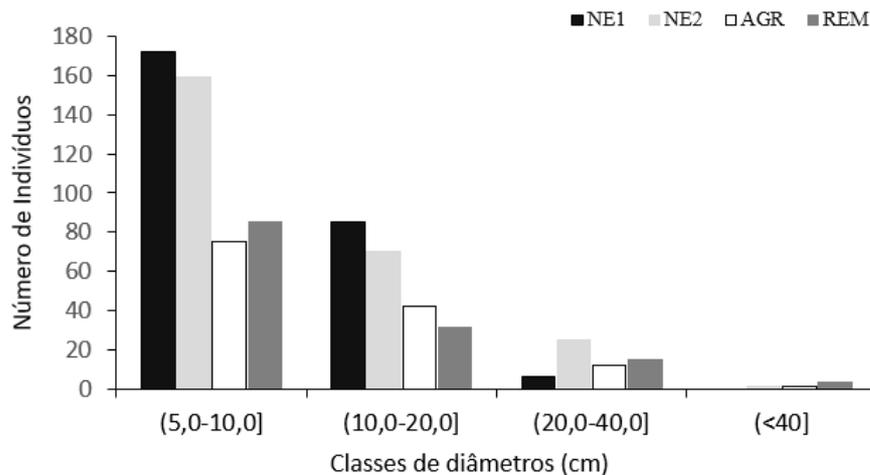


Figura 11. Indivíduos mortos por classes de diâmetros das florestas urbanas estudadas.

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

4.4 Taxas de dinâmica

Após o intervalo analisado, os maiores números de indivíduos mortos foram registrados nos dois “*novel ecosystems*”, sendo 241 (NE1) e 263 (NE2), enquanto nos outros fragmentos tiveram 131 (AGR) e 134 (REM) (Tabela 2). A maior taxa foi registrada em REM com 3,66%.ano⁻¹ e a menor AGR com 2,71%.ano⁻¹. Os dois *novels ecosystem* possuem valores parecidos, sendo NE1 com a maior delas 3,58%.ano⁻¹ e NE2 com 3,50%.ano⁻¹ (Tabela 2). Em relação ao decréscimo de área basal anual REM teve a taxa mais alta (0,86%.ano⁻¹) e NE2 a menor delas (0,52%.ano⁻¹). Em relação a área basal dos mortos, o fragmento NE1 obtém a maior taxa com 2,36%.ano⁻¹, seguido de REM com 1,64%.ano⁻¹ e NE2 e AGR que obtiveram a mesma taxa em área basal (1,38%.ano⁻¹). As elevadas taxas de recrutamento em NE1 (2,38%.ano⁻¹), NE2 (1,97%.ano⁻¹), AGR (3,87%.ano⁻¹) e REM (3,55%.ano⁻¹) e as altas mortalidade (3,58%.ano⁻¹; 3,50%.ano⁻¹; 2,71%.ano⁻¹; 3,66%.ano⁻¹ respectivamente) juntamente com o ganho em área basal <6,0%.ano⁻¹ indicam que os fragmentos estudados apresentam comunidade arbórea altamente dinâmica.

Em relação ao número de recrutamentos, NE1 e NE2 apresentaram a mesma quantidade (164) e AGR a maior (199) seguida de REM (129) (Tabela 3). A maior taxa de recrutamento foi a do fragmento AGR com 3,87%.ano⁻¹. REM obteve 3,55%.ano⁻¹ o que contrapõe sua taxa de mortos por área basal, indicando área em construção intermediária. Já os dois “*novel ecosystems*” tiveram baixas taxas, sendo o NE2 com a menor 1,97%.ano⁻¹ e NE1 2,38%.ano⁻¹. Todas as comunidades arbóreas tiveram aumento na área basal total em relação ao tempo

inicial, sendo NE1 com 5, 24m².ha⁻¹, AGR 8, 01m².ha⁻¹, NE2 11, 64m².ha⁻¹ e REM com 12,27 m². ha⁻¹. Enquanto o acréscimo de área basal, a comunidade NE2 foi a que obteve maior acréscimo anual com 11, 89%.ano⁻¹, já a comunidade NE1 teve o menor com apenas 5,31% anual. As comunidades REM e AGR apresentaram os seguintes incrementos: 11,34% e 7,73% respectivamente (Tabela 2).

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento urbano de floresta tropical estacional semidecidual, na região de Juiz de Fora, Brasil, no intervalo do tempo 1 e tempo 2.

Parâmetros	NE1	NE2	AGR	REM
Densidade				
Número de indivíduos – Inicial (. ha ⁻¹)	940	785	597	582
Número de indivíduos – Mortos (. ha ⁻¹)	241	263	131	134
Número de indivíduos – Recrutas (. ha ⁻¹)	164	164	199	129
Número de indivíduos – Final (. ha ⁻¹)	841	729	665	577
Ganho em número de indivíduos (%)	17,90	17,92	17,61	15,90
Perda em número de indivíduos (%)	2,36	1,38	1,38	1,64
Taxa de recrutamento médio anual (%.ano ⁻¹)	2,38	1,97	3,87	3,55
Taxa de mortalidade média anual (%.ano ⁻¹)	3,58	3,50	2,71	3,66
Área basal				
Área basal total – Inicial (m2. ha ⁻¹)	5,23	10,42	6,84	11,41
Área basal total – Mortos (m2. ha ⁻¹)	0,71	1,06	0,38	0,51
Área basal total – Recrutas (m2. ha ⁻¹)	0,60	0,62	0,96	1,04
Área basal total – Incremento (m2. ha ⁻¹)	5,31	11,89	7,73	11,34
Área basal total – Final (m2. ha ⁻¹)	5,24	11,64	8,01	12,27
Ganho em área basal (%)	179,67	179,02	176,13	150,92
Área basal total – Mortos (%)	2,36	1,38	1,38	1,64
Taxa de decréscimo em área basal (%.ano ⁻¹)	0,50	0,63	0,52	0,86
Taxa de acréscimo em área basal (%.ano ⁻¹)	5,31	11,89	7,73	11,34

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

As espécies mais dinâmicas das comunidades arbóreas estudadas possuem altos números de recrutamento e de mortalidade (Tabela 4). Em NE1 e NE2, as espécies mais dinâmicas foram *Eremanthus erythropappus* e *Pinus elliottii* respectivamente, demonstrando elevada capacidade de estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos dessas espécies em ambas as comunidades. Por outro lado, *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin (Melastomataceae), em ambos os fragmentos, (NE1 e NE2) teve o segundo melhor desempenho em relação ao incremento de área basal no tempo 2 (0,52309 e 1,67263 respectivamente). Contudo, AGR e REM, tiveram *Myrcia splendens* (Sw.) DC (Myrtaceae) (Pioneira) e

Aparisthium cordatum (A. Juss.) Baill (Euphorbiaceae) (Secundária Inicial) respectivamente como principais espécies.

Tabela 4 - As cinco espécies mais dinâmicas dos fragmentos urbanos estudados em florestas tropicais na região de Juiz de Fora, em relação a Mortalidade (M), Recrutamento (R), G/P (Ganho e perda) tempo 1 (T1) e tempo 2 (T2). As espécies exóticas estão marcadas com “*”, as classificações de síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GS) estão amostradas.

Fragmento	SPP	SD	GE	Densidade					Área Basal				
				T1	M	R	T2	G/P	T1	M	R	T2	G/P
NE1	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	ANE	PI	758	194	82	646	-112	4,01572	0,61723	0,31248	4,52514	0,50941
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	ZOO	PI	73	25	12	60	-13	0,472	0,05368	0,03444	0,52309	0,05109
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	ZOO	PI	14	8	4	10	-4	0,04976	0	0,01096	0,04515	-0,0046
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	AUT	PI	12	8	2	6	-6	0,234	0	0,00643	0,1007	-0,1333
	* <i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	ZOO	EX	8	6	1	3	-5	0,03137	0	0,00258	0,01636	-0,015
NE2	* <i>Pinus elliottii</i> Engelm.	ANE	EX	138	39	7	106	-32	3,61261	0	0,03396	4,52644	0,91383
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	ZOO	PI	109	39	4	74	-35	1,55571	0,35428	0,01612	1,67263	0,11692
	<i>Pleroma mutabile</i> (Vell.) Triana	ANE	PI	75	45	3	33	-42	0,40256	0	0,01119	0,37866	-0,0239
	<i>Miconia urophylla</i> DC.	ZOO	PI	68	16	17	69	1	0,23126	0	0,05692	0,43277	0,20151
	<i>Mimosa schomburgkii</i> Benth.	AUT	PI	52	16	4	40	-12	0,99813	0	0,00897	1,26496	0,26683
AGR	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	ZOO	PI	51	16	16	51	0	0,45743	0,03892	0,05451	0,51959	0,06216
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	AUT	PI	44	11	9	42	-2	0,80906	0,06983	0,03802	0,91682	0,10776
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	ZOO	PI	18	9	3	12	-6	0,10441	0,06485	0,02981	0,15934	0,05493
	<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	AUT	PI	26	8	1	19	-7	0,62649	0	0,01437	0,48601	-0,1405
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	ANE	PI	17	8	2	11	-6	0,26096	0	0,00643	0,30593	0,04497
REM	* <i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.	ZOO	SI	58	19	9	48	-10	0,39411	0	0,0513	0,5539	0,15979
	<i>Croton salutaris</i> Casar.	AUT	PI	22	15	1	8	-14	0,14402	0,03537	0,00624	0,10231	-0,0417
	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	ANE	SI	13	8	7	12	-1	0,57662	0	0,0215	0,18823	-0,3884
	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K. Schum.	AUT	SI	41	6	2	37	-4	0,26683	0	0,00739	0,43419	0,16735
	<i>Miconia urophylla</i> DC.	ZOO	PI	12	4	5	13	1	0,08236	0,00545	0,01795	0,08295	0,00059

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

A análise de correspondência distendida (DCA) indicou a presença de forte gradiente ambiental (Figura 12), com autovalores significativos (Eixo 1 = 0,83; Eixo 2 = 0,41), considerando o conceito de autovalor significativo ($> 0,3$) para florestas heterogêneas (Felfili et al, 2011). Corroborando as observações anteriores, a análise de similaridade (*One-way* ANOSIM) mostrou diferença significativa na diversidade de espécies ($p < 0,05$) entre todos os fragmentos florestais.

Em contrapartida, a maior parte das subdivisões estão agrupadas em seus respectivos fragmentos nos momentos 1 e 2. As medidas de DP (unidade de distância ao longo dos eixos do gradiente, também conhecida como ‘desvio padrão médio de sobreposição de espécies’) foram empregadas como critério para análise de similaridade entre as subdivisões e o tempo, demonstrando pequenas variações entre os períodos. Isso resultou em mudanças não significativas no espaço temporal das disposições das parcelas na DCA, ou seja, as florestas mantiveram-se floristicamente homogêneas durante o intervalo analisado. Além disso, pode-se notar pelos resultados uma aproximação do AGR com REM e um distanciamento de NE1 em relação aos outros fragmentos.

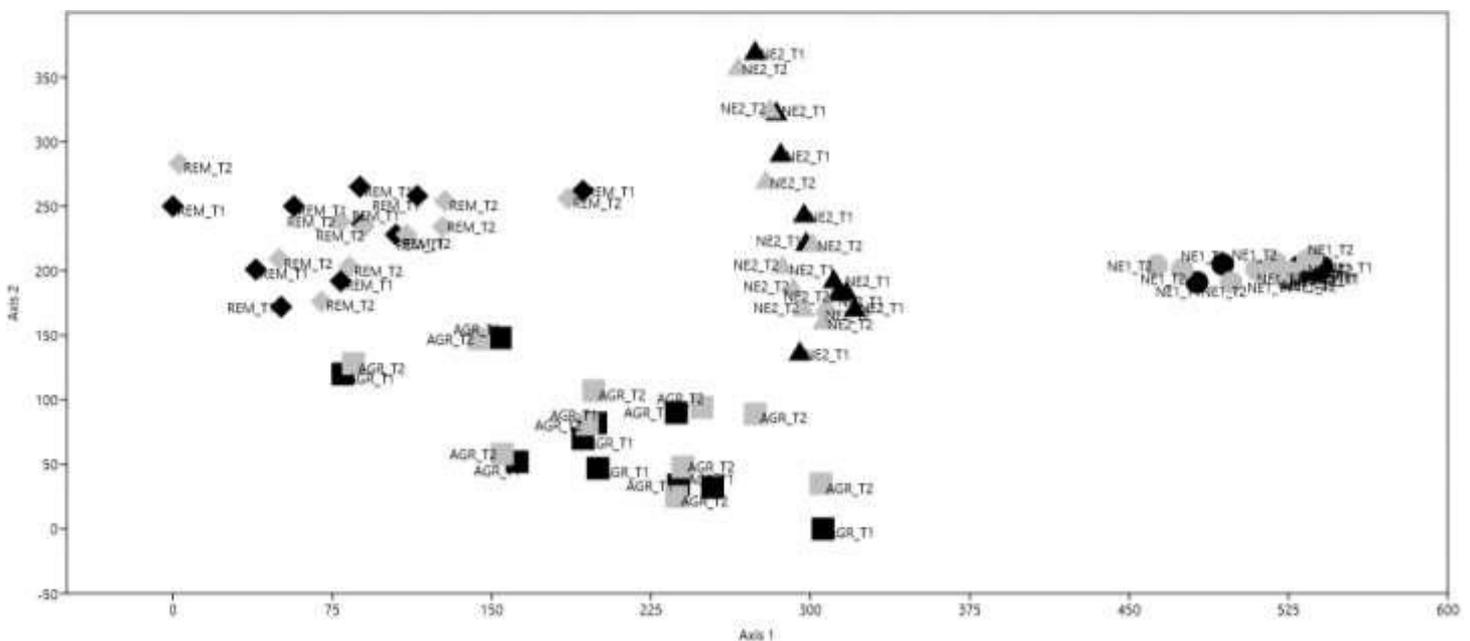


Figura 12 - Análise de ordenação de espécies entre as parcelas dos fragmentos florestais amostrados pela técnica quantitativa de Análise de Correspondência Distendida (DCA). Os pontos pretos se referem ao tempo 1 e os pontos em cinza se referem ao tempo 2. Círculos (Parcelas de NE1), Triângulos (Parcelas de NE2), Quadrados (Parcelas de AGR) e Losangos (Parcelas de REM).

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

4.5 Solos

Como podemos observar no apêndice B, os solos encontrados nos fragmentos foram classificados como: Argilo-arenosa; Franco-argilo-arenosa e arenosa, com grande quantidade de argila e pouca de silte e uma quantidade considerável de areia.

5 DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram dinâmica acelerada nas florestas urbanas estudadas devido às altas taxas encontradas. As comunidades permaneceram heterogêneas entre si ao longo do tempo estudado. Entretanto, de acordo com os nossos resultados a composição e estrutura das comunidades não se alteraram no espaço-temporal, ou seja, as florestas tendem a homogeneização a longo prazo. As taxas de mortalidade e recrutamento foram influenciadas pelo distintos usos de solo, nossas análises demonstram que os fragmentos menos impactados pelas atividades humanas apresentaram índices maiores de diversidade e riqueza, assim como elevadas taxas de recrutamento, mortalidade e acréscimo de área basal o que ocasionou avanço sucessional nessas florestas.

O fragmento AGR apresentou a maior taxa anual de recrutamento, a menor taxa de mortalidade e a segunda maior comunidade com ganho de área basal, indicando um avanço considerável em seu processo de sucessão ecológica, assim como o aumento de espécies pioneiras e secundárias tardias. REM apresentou uma alta diversidade e riqueza, a floresta se apresenta madura e estável ao longo do tempo, como evidenciado pela estrutura vertical (classe de diâmetros), taxas de recrutamento e mortalidade. Ou seja, aparentemente de acordo com as nossas taxas, florestas que tiveram menores impactos antrópicos parecem ter uma dinâmica temporal mais acelerada do que florestas que tiveram impactos severos, fazendo com que a recuperação natural dessas florestas seja rápida. Por outro lado, os fragmentos que possuem impactos severos de atividades humanas, apesar de apresentarem dinâmica acelerada, suas taxas de recrutamento e mortalidade parecem ter sido interferidas devido ao pretérito distúrbio e a monodominância de espécies, como consequência mostraram dificuldade em avançar no processo de sucessão ecológica e tiveram as menores taxas de dinâmica entre os fragmentos estudados. Nossos resultados fornecem contribuições valiosas e um avanço no conhecimento da dinâmica temporal de florestas tropicais urbanas sob diferentes usos do solo, ao demonstrar que a dinâmica sucessional dessas florestas pode estar intrinsecamente ligada a severidade das atividades humanas.

A hipótese de que os “*novel ecosystems*” (NE) manteriam a predominância das espécies dominantes foi confirmada. A espécie não nativa predominante, *P. elliottii*, apresentou uma população estável e de grande importância em todos os estratos florestais, desde árvores pequenas até árvores emergentes. A espécie *E. erythropappus* também apresentou estabilidade em todas as classes de diâmetro e teve um aumento significativo em sua área basal. A tendência é que a dominância dessas espécies persista a longo prazo. Além disso, a presença do *E. erythropappus* e *P.elliotti* não alterou a composição e estrutura das florestas NE1 e NE2, respectivamente, ao longo do período estudado. Nossos resultados contribuem significativamente para o entendimento da dinâmica dos “*novel ecosystems*” em fragmentos urbanos na Floresta Atlântica, ao demonstrar que a sucessão desses ecossistemas está intrinsecamente ligada à sustentabilidade das espécies dominantes encontradas nos fragmentos e ao limiar ecológico ultrapassado causado pela degradação humana.

5.1 As florestas urbanas são dinâmicas, mas tendem a ser homogêneas a longo prazo

A hipótese de que os fragmentos florestais urbanos seriam dinâmicos e homogêneos a longo prazo foi corroborado através do teste estatístico ANOSIM e Bray-curtis. De fato, as altas taxas de recrutamento e mortalidade ao longo do tempo, juntamente com ganho em área basal superiores às de perda mostraram a dinâmica acelerada nas comunidades urbanas. A dispersão das parcelas demonstradas na DCA, com poucos agrupamentos entre os fragmentos, reforça a ideia de substituição (*turnover*) de espécies na comunidade, justificando a elevada heterogeneidade encontrada entre as comunidades (Felfili et al, 2011). No entanto, ao avaliarmos as mudanças temporais entre os fragmentos no tempo 1 e 2, podemos notar que as parcelas se agruparam, ou seja, não apresentaram diferenças significativas em relação à diversidade no tempo estudado, assim como a estrutura (figura 11) e a composição (figura 9). O número de mortos, em sua maioria, foi maior do que recrutas, fortalecendo a disseminação desse padrão que foi homogêneo em relação ao espaço-temporal, identificando maior aumento na área basal do que na densidade. Houve grande mortalidade de indivíduos de menor porte, o que também sugere uma baixa manutenção e troca da composição florística (Felfili et al,2011). Segundo Santos et al (2022) a estabilidade de uma comunidade pode ser influenciada por diversos fatores, principalmente tempo e distúrbios ambientais. À medida que a sucessão ecológica avança ao longo do tempo, a floresta passa por um processo de diminuição da intensidade de mudanças. Isso significa que as flutuações e ritmos efêmeros, que estão relacionados a certos segmentos do ecossistema, tendem a diminuir. Essa diminuição ocorre

em paralelo com a evolução principal do ecossistema. Este fenômeno, observado por Margalef (1974), justifica a homogeneização que ocorre na floresta, ou seja, a tendência de se tornar mais uniforme à medida que a sucessão avança. Rubioli (2016) mostrou que de fato os fragmentos aqui estudados são heterogêneos entre si devido aos distintos usos de solo, o que influenciou em sua diversidade, riqueza e composição. Mas não se sabe até que ponto essas comunidades permanecem como entidades coesas com grandes diferenças.

Os valores de riqueza (S) e dos índices de diversidade de espécies (H' e J') se modificaram no período estudado entre os fragmentos como observado na tabela 2, mostrando a heterogeneidade (diversidade) dessas florestas urbanas, mas quando analisamos em relação ao tempo, os avanços não são significativos de acordo com os testes estatísticos, o que prova que os fragmentos, possuem uma flora arbórea distribuída de forma bastante diferente entre os ambiente, mas uniforme em relação ao tempo. Os resultados de dinâmica apresentados por NE1 e NE2 nos mostram como a biodiversidade arbórea pode ser prejudicada após severos impactos antrópicos (terraplanagem), pois dentro do período de análises, a riqueza e composição não tiveram diferenças significativas como amostrados na tabela 2 e na figura 9. Ao contrário dos fragmentos REM e AGR que em um período menor de análise, apresentaram as maiores taxas de recrutamento e de crescimento de área basal, concomitantemente a um alto número de riqueza e diversidade. Ou seja, aparentemente florestas urbanas que tiveram menores impactos antrópicos parecem ser mais dinâmicas do que florestas urbanas que tiveram impactos severos ao longo do tempo (Barlow et al,2016; Malik et al,2016; Melliger et al, 2018)

A longo prazo, as comunidades continuam diferentes em relação a composição, riqueza e diversidade, mesmo estando próximas entre si (menos de 500 metros) e tendo as mesmas condições ambientais, porém o limiar causado pelos distintos distúrbios parece ter sido um dos motivos para que as diferenças em relação a diversidade e riqueza por exemplo não terem se modificado de forma significativa no período analisado. Segundo a teoria da biogeografia de ilhas, a riqueza de espécies em um determinado local é alcançada mantendo o equilíbrio entre as taxas de imigração, especiação (Danielski, 2022; Hubbell, 2001) e extinção (MacArthur & Wilson, 1967), as taxas de recrutamento na comunidade NE1 foi a menor registrada dentre os fragmentos estudados, o que pode corroborar o fato de a quantidade de espécies não ter se alterado no período de 11 anos (33 sp.). Outro atributo que pode ter causado a baixa taxa de recrutamento neste fragmento é a perturbação local e a presença da uma espécie monodominante que causa problemas com a imigração de propágulos de novas espécies, mesmo a longo prazo (Gastauer & Meira-Neto, 2013). Isso nos sugere que, apesar de uma alta dinâmica encontrada neste fragmento, o estressor relacionado ao distúrbio antrópico causado

faz com que as taxas de recrutamento e mortalidade sejam menores do que os fragmentos que obtiveram menos impactos antrópicos.

Por outro lado, NE2, que possui o mesmo histórico de perturbação de NE1, teve um aumento em sua riqueza (T1=57, T2=60), incremento na taxa de área basal e maiores taxas de recrutamento. Segundo O'Brien et al (2022), os ecossistemas urbanos são constantemente afetados por estressores antrópicos, que vão além do impacto direto da conversão de terras. Fatores de estresse como a poluição atmosférica, a hidrologia alterada e o aumento da temperatura da superfície levam a um impacto nas interações entre as espécies e, conseqüentemente, à perda da integridade dos ecossistemas e dos serviços ecossistêmicos, principalmente a provisão de *habitats* para a vida selvagem nativa (Lehvävirta, 2007). Com base neste contexto, uma possível explicação para o aumento da riqueza de espécies poderia estar relacionada com a hipótese de perturbação intermédia, que sugere que níveis moderados de urbanização e níveis intermédios de perturbação urbana poderiam mitigar a competição e promover a coexistência de espécies (Theodorou, 2022). Apesar das diferentes definições do que é uma perturbação, a visão geral é que estes eventos, dependendo de sua intensidade, frequência, duração e extensão espacial, modificam os habitats e provocam de um lado a morte e a remoção de organismos e por outro abre espaço e disponibiliza recursos para outros organismos (Townsend & Hildrew, 1994; Lake, 2000; Pereira et al, 2019) o que pode explicar o crescimento de riqueza em NE2, já que as novas espécies tiveram apenas um indivíduo de cada.

Outro atributo para se explicar o aumento da riqueza nesta comunidade é o fato de se observar maior taxa de recrutamento indicada na menor classe de diâmetros, ou seja, estão entrando no sistema espécies com diâmetro reduzido, característico de estágio inicial de sucessão (Amaral et al, 2013). Isto poderia levar à presença a curto prazo de espécies raras que não conseguem estabelecer-se na comunidade. No entanto, esta afirmação ainda precisaria ser testada em estudos futuros. Além disso, conforme observado em muitos estudos em florestas tropicais brasileiras, a comunidade pode passar por períodos de aumento de riqueza de espécies (Felfili, 1995; Pinto & Hay, 2005; Lopes & Schiavini, 2007), desaparecimento (Marimon, 2005; Lopes & Schiavini, 2007; Paiva et al, 2007) ou neutralidade (Werneck et al., 2000). Estas alterações estão frequentemente associadas à resposta de espécies raras (de baixa densidade) a fatores ambientais, e ocorrem tanto em ecossistemas perturbados como em ecossistemas não perturbados, de acordo com a mortalidade e recrutamento de indivíduos jovens e menores (McDowell et al, 2020). Por outro lado, o aumento no índice de diversidade no tempo 1 para o

tempo 2 em ambos os fragmentos (NE1 e NE2) e o ganho de área basal 179,62% (NE1) e 179,02% (NE2) nos sugere uma automanutenção dessas comunidades.

Entre os fragmentos estudados, a comunidade REM se destaca por apresentar um dos maiores índices de diversidade, com um valor de $H' = 4,18$ nats.ind-1. Quando comparamos este fragmento com outros estudos realizados na mesma região, notamos que a comunidade REM é uma das mais diversas. Na literatura, os valores de diversidade para as comunidades variam de $H' = 4,37$ nats.ind-1, observado em uma floresta secundária madura localizada no município de Juiz de Fora (Pessoa et al, 2022), a $H' = 2,82$ nats.ind-1, registrado em um segmento de floresta secundária na Mata do Krambeck (Fonseca & Carvalho, 2012). Essa variação sugere uma estabilidade no fragmento da comunidade REM. Em florestas bem conservadas, esses valores de diversidade podem variar entre $H' = 3,18$ nats.ind-1 e $H' = 4,47$ nats.ind-1, como é o caso das florestas encontradas no município de Tiradentes (Gonzaga et al, 2008). Florestas remanescentes que obtiveram um menor impacto antrópico costumam ter índices consideráveis de riqueza e diversidade, devido ao seu estágio avançado de sucessão ecológica, sugerindo uma boa estabilidade, mesmo a longo prazo (Guzzi, et al, 2014). Chazdon (2012) mostrou em seu estudo que a recuperação da riqueza de espécies em florestas secundárias pode ser influenciada principalmente pelo histórico de perturbação da área. A ausência de grandes perturbações associadas à proteção do fragmento favorece o avanço sucessional das comunidades arbóreas.

5.2 A severidade dos impactos antrópicos pretéritos influência na dinâmica sucessional

Os resultados obtidos em nosso estudo reforçam a hipótese de que impactos antrópicos intensos exercem influência significativa na dinâmica sucessional. A distribuição dos diâmetros das árvores apresenta um padrão de J-invertido em todas as comunidades florestais, um fenômeno comum em florestas naturais (Pessoa et al, 2022). Observa-se uma predominância de indivíduos nas classes de diâmetros menores, o que indica um recrutamento eficaz (Felfili, 1997). No entanto, essa predominância diminui à medida que as classes de diâmetros aumentam. A presença de indivíduos na classe de diâmetro maior sugere uma estabilidade de árvores de grande porte na comunidade. A morte de indivíduos na menor classe de diâmetro pode nos sugerir que espécies de pequeno porte não estão conseguindo se manter na comunidade, o que pode estar atribuído a competição por recursos (Pillet et al, 2018). Como observado, as comunidades REM e AGR possuem um balanceamento em relação ao número

de indivíduos recrutados e mortos, isso pode ser analisado nas figuras 10 e 11. De acordo com Westphal et al (2006) e Silva (2022), esse balanceamento auxilia principalmente no sucesso do contínuo processo da dinâmica florestal, o que indica uma floresta em equilíbrio e em bom estado de conservação. O estágio sucessional avançado das comunidades arbóreas mostra que elas já estão estruturadas com as espécies que as compõem e já adaptadas às condições ambientais locais (Santos et al, 2019). As espécies mais dinâmicas identificadas nos fragmentos estudados (AGR e REM), conforme demonstrado na Tabela 3, desempenharam um papel crucial no aumento da área basal. Essas espécies variam entre pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, o que indica um progresso na sucessão ecológica e uma estabilidade no processo de dinâmica ecológica (Tabarelli, 1994). As florestas REM e AGR apresentaram muitos indivíduos mortos na primeira classe de diâmetro, tanto no tempo 1 quanto no tempo 2, um fenômeno comum em florestas em estágios avançados de sucessão. Isso sugere que a comunidade está passando por um processo conhecido na literatura como auto-desbaste, que é frequentemente associado a fases intermediárias e tardias de construção do ciclo silvigenético, ou seja, fases avançadas de regeneração após perturbações (Felfili, 1995; Santos et al, 1998).

A aproximação de AGR à REM nos sugere um possível avanço do seu estágio sucessional. AGR obteve a maior taxa de recrutamento e a menor taxa de mortalidade se comparado com os outros estudos nas florestas secundárias urbanas de Juiz de Fora: 17,5% (Fonseca & Carvalho, 2012) e 15,2% (Brito & Carvalho, 2014). Em florestas tropicais em estágios avançados de sucessão e que possuem um distúrbio menos severo, é comum se encontrar uma estabilidade entre o balanço das taxas de mortalidade e recrutamento e entre as taxas de perda e ganho da biomassa em pé a longo prazo (Felfili, 1995; Santos et al, 1998). Já que a morte de indivíduos é um processo regular devido a competição por recursos e, presumindo que as outras florestas relacionadas são mais impactadas e dominadas por espécies pioneiras na região, este resultado surge como um indicativo de uma sucessão ecológica mais avançada e demonstra um avanço sobre o conhecimento da dinâmica sucessional em florestas tropicais urbanas. Além disso, estudos mostram que o balanço positivo em favor do recrutamento na comunidade sugere tratar-se de uma floresta em fase de evolução (Carvalho & Felfili, 2011).

Contudo, os “*novel ecosystems*” tiveram um balanceamento desproporcional em relação aos recrutados e mortos, principalmente o fragmento NE1, o que nos pode sugerir que um maior impacto antrópico impede a continuação do avanço na sucessão ecológica. A mortalidade e o recrutamento de árvores são condições bastante sensíveis em pequenas escalas temporais.

Porém, longos períodos de coleta de dados permitem assegurar confiabilidade às taxas de recrutamento e mortalidade da vegetação em florestas tropicais (Silva, 2022).

As elevadas taxas de recrutamento em NE1 e mortalidade juntamente com o ganho em área basal $<6, 0\%.\text{ano}^{-1}$ indicam que os fragmentos estudados apresentam uma comunidade arbórea altamente dinâmica. REM demonstrou maior taxa de mortalidade com 3,66% anual, entretanto, a morte de árvores, a quebra de galhos e, como consequência, a formação de clareiras em florestas maduras, abrem novos espaços para recrutas (Hartshorn, 1980; Swaine et al, 1987), o que pode explicar a alta taxa de recrutamento da comunidade com 3,55% anual. Ordinariamente, o recrutamento de indivíduos arbóreos na comunidade florestal pode se igualar à mortalidade, proporcionando um balanço relativamente constante na densidade de árvores como é o caso do fragmento REM, como consequência, fornece uma flutuação na densidade que pode ser maior ou menor, em cada floresta, dependendo do tipo, intensidade e frequência de distúrbios a que a floresta está submetida (Rolim, 1997). Ao comparar nossos resultados com os de outros estudos feitos na região de dinâmica em florestas tropicais (Meyer et al, 2015; Machado & Oliveira-Filho, 2010; Barreto, 2009; Ruschel et al, 2009; Higuchi et al, 2008; Botezelli, 2007; Oliveira-Filho et al, 2007; Paiva et al, 2007; Oliveira-Filho et al, 1997), onde o maior valor de recrutamento foi de 4,64% (Machado & Oliveir-Filho, 2010) e o menor 0,19% (Higuchi et al, 2008) e a maior taxa de mortalidade 3,64% (Machado & Oliveira-Filho, 2010) e a menor com 0,13% (Higuchi et al, 2008). Observa-se que nossos resultados sobre taxas de mortalidade e recrutamento encontram-se dentre as mais elevadas. Estes resultados demonstram tratar-se de um fragmento florestal dentre os mais dinâmicos já estudados em florestas estacionais no Brasil.

5.3 A dinâmica dos “*novel ecosystems*” não influenciou na estabilidade populacional das espécies dominantes e tendem a poucas mudanças futuras

De acordo com a nossa hipótese, as espécies dominantes permaneceram estáveis nas comunidades arbóreas mesmo com as altas taxas de recrutamento e mortalidade (dinâmica acelerada em relação ao tempo) encontrada nessas florestas. Os “*novel ecosystems*” apresentaram a maior concentração de indivíduos nas menores classes de diâmetros, o que nos sugere um maior recrutamento das espécies dominantes nas comunidades. No caso do NE2, a espécie mais dinâmica foi *P. elliotii* (Tabela 4), indicando uma população autorregenerante, isto também é evidenciado tanto pela sua estrutura vertical (distribuição por classes de diâmetro) quanto pelo incremento de área basal no tempo 2 (Tabela 4). O estudo feito por

Rubioli, 2016 já havia demonstrado um alto valor de importância de *Pinus*, nosso estudo mostra a permanência desta espécie na comunidade e um avanço dessa narrativa através dos resultados encontrados. Outra floresta secundária demonstrou um resultado semelhante ao desta pesquisa, na floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro, há dominância da espécie exótica *Artocarpus heterophilus* Lam. (jaca), ela permanece no local a mais de 200 anos e coevoluiu juntamente com as espécies nativas (Boni.,2009; Abreu.,2010; Sartorelli et al.,2018), um estudo feito por Gomes et al, 2021 mostrou que a espécie auxilia na manutenção da comunidade florestal com atração da diversidade faunística através da dispersão de sementes, além disso não aparenta apresentar interferência no desenvolvimento e permanência das espécies nativas.

O mesmo acontece com *P.elliotti* no presente estudo, a espécie aparenta auxiliar na manutenção desta nova comunidade formada pela coevolução de espécies nativas e exóticas. Os resultados encontrados na tabela 3 nos indicam um aumento em área basal considerável da espécie nativa *Miconia cinnammomifolia*, sugerindo que *Pinus* não esteja influenciando negativamente no desenvolvimento desta ou de outras espécies nativas encontradas no local. *Pinus* pode estar promovendo condições microambientais adequadas para o estabelecimento destes indivíduos em uma área anteriormente desmatada e com perturbações de solos decorrentes de atividades de terraplanagem. A espécie *P. elliotti* já demonstrou a capacidade de auxiliar na regeneração de florestas em outro estudo, como demonstrado por Modna et al (2010) em uma floresta estacional no Sudeste do Brasil. Observa-se que à medida que a biomassa de *P. elliottii* aumenta, a densidade de plantas nativas também aumenta já que o sombreamento reduz a cobertura do solo pelas gramíneas exóticas competitivas.

Além disso, pode-se observar um crescimento contínuo entre todas as classes de diâmetros em NE2, o crescimento de árvores de menor diâmetro indica recrutamento bem-sucedido e, um aumento nas árvores de classes de maior diâmetro representa uma população estável (Felfili et al,2011). Isto é consistente com a extensa documentação sobre os “*novel ecosystems*” impulsionados por plantas não nativas numa variedade de *habitats* em todo o mundo (Hobbs et al, 2006; Morse et al, 2014; Saul & Jeschke, 2015; Teixeira & Fernandes, 2019).

Em relação ao NE1, temos uma maior concentração de indivíduos nas primeiras classes diamétricas, porém agora, se tratando de *E. erythropappus*. Pode-se observar a estabilidade desse indivíduo em outras classes de diâmetro na figura 10-a. *E. erythropappus* é descrita como precursora em invasão de campos por Scolforo et al (2007) e se estabiliza normalmente em ambientes com solos pobres e rochosos (Rizzini, 1978; De Pádua et al, 2021). Em florestas atlânticas, o gênero *Eremanthus* está associado às regiões com ocorrência de campos rupestres,

onde o solo é raso e a altitude é elevada (Borges & Forzza, 2008; Ribeiro, 2013), isso corrobora o tipo de solo encontrado na nossa comunidade, um solo bastante arenoso e ácido (apêndice B).

Apesar de ser uma espécie nativa, *E. erythropappus* foi responsável pela monodominância em NE1 e conseqüentemente na sua baixa diversidade ($H' = 1,16$). Outros estudos mostraram como a dominância de *Eremanthus* pode influenciar na baixa diversidade de uma comunidade (Pérez et al, 2004; Pérez et al, 2001), pois normalmente o diâmetro médio atingido pelos indivíduos de *E. erythropappus* é baixo, conseqüentemente a área basal total da comunidade é prejudicada (Pérez et al, 2004; Pérez et al, 2001), isso explica a ausência de indivíduos na maior classe de diâmetro nesta comunidade.

Diante disso, os resultados mostram como o impacto antrópico pode auxiliar na chegada de espécies exóticas quanto nativas adaptadas (oportunistas) a ambientes extremos e, portanto, influenciar a distribuição local de espécies, as taxas de dinâmicas, a riqueza e diversidade de comunidades arbóreas urbanas (Pérez et al, 2004). Além disso, estudos feitos na região demonstram que as florestas secundárias amostradas em Juiz de Fora possuem uma sucessão lenta que pode estar relacionada ao histórico de café da região ou pressões antrópicas causadas principalmente pela fauna (Santana et al, 2019; Borges et al, 2020; Pyles et al, 2020; Pessoa et al, 2022), ou outros aspectos ainda não descritos, desenvolvimento de estudos futuros serão necessários. Chazdon mostra em diversos de seus estudos que florestas de 60 anos já deveriam estar muito mais avançadas em termos florísticos e estruturais (Chazdon et al, 2012; Chazdon, 2016).

Apesar da nossa compreensão das diferentes formas como as espécies de árvores não nativas e oportunistas podem impactar o funcionamento do ecossistema florestal, ainda não temos certeza sobre até que ponto diferentes grupos taxonômicos ou tipos funcionais criam características únicas dentro de um ecossistema. Os resultados relacionados aos “*novel ecosystems*” nos mostram uma dinâmica acelerada, com altos números de indivíduos mortos e recrutados. A diversidade foi intrinsecamente afetada pela dominância das espécies exóticas e nativas oportunistas dos fragmentos NE1 e NE2. Espécies como *P. elliotti* e *E. erythropappus* através de muitas sementes viáveis e da dispersão de sementes mediada pelo vento, podem se espalhar com eficiência e aumentar a probabilidade de uma colonização bem-sucedida. *P. elliotti* por exemplo, possui uma flexibilidade fenotípica da qual o permite ajustar-se a diversas condições ambientais, com diferentes tipos de solo, níveis de umidade e disponibilidade de luz, o que melhora sua capacidade de invadir uma variedade de *habitats* e expandir sua distribuição (Richardson et al, 1994; Simberloff et al, 2010; Zenni & Simberloff, 2013).

Assim como o *Pinus*, o *Eremanthus* também possui metabólitos alelopáticos (Pinto, 2016), especificamente compostos fenólicos, que são liberados pelas acículas e na serapilheira. Essas substâncias dificultam o crescimento e o estabelecimento das plantas nativas, o que a ajuda a se tornar ainda mais dominante (Pinto, 2016; Barrales-Cureño et al, 2022). A Candeia parece empregar uma estratégia semelhante, pois a serapilheira desta espécie, contém compostos fenólicos presentes nas flores e na casca (Pinto et al, 2018; Barbosa et al, 2012), o que pode estar contribuindo para sua dominância. Isso está relacionado à liberação desses compostos na serrapilheira ou à formação de uma microbiota no solo que é difícil de recompor (Barbosa et al, 2012) resultando em sombreamento excessivo que impede a germinação do banco de sementes, levando a um espaçamento reduzido entre as árvores e impedindo o desenvolvimento de espécies nativas (Scolforo et al, 2016). É importante destacar que o solo encontrado na comunidade NE1 é altamente favorável ao desenvolvimento do *Eremanthus*, pois possui uma grande quantidade de areia e baixa quantidade de nutrientes, características ideais para essa espécie (Araujo et al, 2018; Pinto et al, 2018). Com base nessas características e considerando que o sucesso competitivo de espécies arbóreas invasoras na comunidade muitas vezes depende de regimes de perturbação (Liebhold et al, 2017), é possível concluir que *P. elliotii* e *E. erytropappus* estão prosperando nos “*novel ecosystem*” estudado devido à preferência por áreas perturbadas na paisagem urbana.

Pena Rodrigues et al (2019) mostraram em seu estudo da teoria da hipótese do antropogênico, que espécies influenciadas pelo homem mudam um ecossistema para sempre, ou seja, a tendência é que esses “*novel ecosystems*” tendem a permanecer com a dominância dessas espécies a longo prazo. Outros estudos já provaram que é comum a presença de espécies exóticas em ambientes urbanos, principalmente aqueles que tiveram impactos severos (Colón et al, 2011; Kowarik, 2011; Silva, 2014). Isso acontece porque o processo da urbanização já é considerado um forte filtro para a permanência e dispersão de propágulos de espécies não-nativas e oportunistas, a urbanização promove a redução de ameaças naturais como a herbívora e afeta o ambiente físico a seu favor (Alvey, 2006; Rubioli, 2016). A consequência disto, é uma dificuldade das espécies nativas em ultrapassar as barreiras já ocupadas pela urbanização e pelas espécies não-nativas e oportunistas que são adaptadas a ambientes antropizados (Kowarik, 2005; Amaral et al, 2010). A presença de *P. elliotii* também influenciou a estrutura das comunidades, uma vez que contribuiu no incremento da área basal total de NE2 (tabela 4), atingindo valores semelhantes aos de AGR, assim como a presença de *E. erytropappus* influenciou diretamente no incremento de área basal em NE1 (tabela 4). Esses resultados também se assemelham com outras florestas urbanas estudadas na região (Brito & Carvalho,

2014; Fonseca & Carvalho, 2012). Importante destacar que tanto *P. elliotti* quanto *E. erytropappus* são muito usados para fins econômicos, como fonte de madeira (*Pinus*) ou farmacológicos (*Eremanthus*) (Almeida et al, 2020; Lima Filho et al, 2020).

Apesar da alta dominância da Candeia na floresta NE1, a comunidade possui uma dinâmica acelerada com altas taxas de mortalidade e baixo recrutamento em relação aos outros fragmentos, percebemos que segundo nossos resultados a floresta aparenta ter problemas em avançar na sucessão ecológica. Este fato pode estar vinculado a permanência de *Eremanthus* e ao distúrbio pretérito (Pérez et al, 2004; Pérez et al, 2001). Importante destacar que essa espécie foi a maior responsável pelo incremento de área basal neste fragmento, e assim como NE2 a Candeia não parece estar impedindo a permanência e o desenvolvimento de espécies nativas como demonstrado na tabela 3. A sequência e a duração da sucessão ecológica em florestas tropicais secundárias podem variar de acordo com o tipo de perturbação, bem como com o potencial de colonização arbórea e o desenvolvimento estrutural da floresta. É um fato que a história do uso da terra pode influenciar o desenvolvimento de florestas urbanas (Borges et al, 2020). No local do estudo em questão, a construção da Universidade impulsionou a especulação imobiliária, resultando em uma diminuição progressiva do tamanho desses fragmentos de floresta à medida que a construção civil aumentava (Santos et al, 2023). Isso dificulta a criação de corredores ecológicos, tornando o ambiente cada vez mais inóspito para espécies nativas (Freitas et al, 2021).

Em resumo, nosso estudo mostra um avanço nos estudos sobre o funcionamento da dinâmica de florestas urbanas diante de diferentes impactos antrópicos, principalmente nos “*novels ecosystems*” e como que a natureza dos distintos usos de solos pode influenciar na dinâmica de florestas urbanas. Mostram que apesar das florestas antropizadas possuírem diversos fatores de estresse, as florestas aqui estudadas se mantiveram resilientes, com altas taxas de ganhos e perdas em relação ao período estudado, em sua maioria conseguiram se recuperar de forma rápida e gradual no processo de sucessão ecológica, principalmente aquelas onde os impactos antrópicos foram menos severos (AGR e REM). Futuramente, mais estudos de dinâmica dessas comunidades serão necessários para monitorar os processos ecológicos aqui mencionados e entender até que ponto esses ambientes urbanos conseguem suportar os desafios das mudanças climáticas. Por fim, entendemos que apesar das dominâncias de espécies não-nativas e oportunistas, os “*novel ecosystems*” possuem uma comunidade arbórea resiliente e de automanutenção, que permaneceu florística e estruturalmente estável ao longo do tempo.

6 CONCLUSÃO

Em conclusão, nossas hipóteses foram confirmadas através dos resultados deste estudo. Os fragmentos florestais urbanos apresentam alta dinâmica ao longo do tempo, com altas taxas de recrutamento e mortalidade influenciadas pelos distintos usos de solo. Apesar de heterogêneas, ao longo do tempo as florestas se mostraram homogêneas, observou-se uma uniformidade em relação à diversidade, riqueza, estrutura e composição no período estudado. O distúrbio causado nas comunidades influenciou diretamente nas taxas de dinâmica ao longo do período estudado, comunidades arbóreas que sofreram menores impactos antrópicos apresentaram maiores taxas de recrutamento e crescimento em área basal e aqueles com impactos severos apresentaram as menores taxas de recrutamento e incremento, o que resultou em uma menor riqueza e diversidade nessas comunidades. Além disso, foi elucidado que a severidade dos impactos antrópicos pretéritos influencia na dinâmica sucessional, pois as florestas mais conservadas mostraram um melhor equilíbrio entre as taxas de recrutamento e mortalidade, favorecendo a dinâmica sucessional nesses fragmentos, o que levou ao avanço e a uma maior estabilidade das comunidades. No entanto, os ambientes mais impactados tiveram um desequilíbrio nas taxas de recrutamento e mortalidade assim como nas taxas de perda e ganho em área basal, sugerindo um impedimento para o avanço na sucessão ecológica. Este estudo destacou a importância de considerar os impactos antrópicos e a dinâmica temporal das comunidades para a conservação e gestão dos fragmentos florestais urbanos. A compreensão desses processos pode auxiliar na tomada de decisões para garantir a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos proporcionados por esses fragmentos. Estudos futuros podem investigar a influência de outros fatores, além dos impactos antrópicos, na dinâmica e diversidade dessas comunidades.

Por fim, concluímos que do ponto de vista prático, a prevalência de espécies não nativas e oportunistas nos “*novel ecosystems*”, não parece perturbar a dinâmica natural da comunidade, tornando desnecessárias estratégias comuns para removê-las. Em estudos realizados em novas florestas nos trópicos, é evidente que é improvável que a atual composição de espécies observada em fragmentos urbanos seja revertida no médio prazo, diferenciando-os dos ecossistemas naturais historicamente dominantes e indicando a ultrapassagem de um limiar ecológico. Contudo, a duração do presente estudo não permite prever se esses processos ecológicos perdurarão a longo prazo. Assim, o monitoramento contínuo das parcelas permanentes e extensas análises dinâmicas de longo prazo são imperativos para estabelecer padrões mais rigorosos quanto ao funcionamento da comunidade. Contudo, em relação aos

“*novel ecosystems*”, é importante ressaltar que as comunidades florestais estudadas mostraram resiliência e capacidade de autorregeneração ao longo do tempo, mesmo que com uma composição de espécies dominantes. Os resultados também evidenciam a importância de estudos de manejo futuros para promover o retorno da diversidade e avanço sucessional em fragmentos florestais urbanos, visando à conservação desses ecossistemas. Além disso, estudos futuros serão necessários para monitorar os processos ecológicos nesses ambientes urbanos e entender até que ponto eles são capazes de enfrentar os desafios das mudanças climáticas. A compreensão desses padrões florísticos e estruturais é fundamental para a gestão adequada desses ecossistemas urbanos e para a conservação da biodiversidade.

7 REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C. R. de; RODRIGUES, P. J. F. P. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia*, v. 61, n. 4, p. 677–688, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201061409>.
- ALMEIDA, F. C. de et al. Kraft cellulose plant using *Pinus elliottii* as a source of raw material: An environmental and economic study. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 11, p. 88057–88073, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n11-288>.
- ALVEY, A. A. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 5, n. 4, p. 195–201, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>
- AMARAL, A. C. Z. et al. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. *Biota Neotropica*, 10(1), 219–264, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000100022>
- AMARAL, W. G. et al. Dinâmica da flora arbustivo-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro em Diamantina, MG. *Ciência Florestal*, v. 23, n. 4, p. 713–725, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509812355>.
- ANDRADE, R. et al. Predicting the assembly of novel communities in urban ecosystems. *Landscape Ecology*, v. 36, n. 1, p. 1–15, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01142-1>.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.
- ARAÚJO, F. V. de et al. Initial Growth of *Eremanthus incanus* (Less.) Less in Soil with Manganese. *Floresta e Ambiente*, v. 25, n. 1, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.022615>. Barbosa, D. C., Silvério, M. S., Velozo, L. S. M., Kaplan, M. A. C., & Cabral, M. M. O. (2012). Antimoulting activity of *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeisch. *EntomoBrasilis*, 5(2), 106–108. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v5i2.193>
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, p. 144–147, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature18326>.
- BARRALES-CUREÑO, H. J. et al. Metabolomics studies of allelopathy: A review. *Revista Colombiana de Ciencias Químico-Farmacéuticas*, v. 51, n. 1, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.15446/rcciquifa.v51n1.102693>.

BARRETO, T. E. Dinâmica de 10,24 há de um trecho de floresta estacional semidecidual, Gália – Alvilândia, SP. 2009. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

BERRETA, J. Influência do tamanho e localização dos fragmentos florestais na biomassa e morfometria das aves. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

BONI, R.; NOVELLI, F. Z.; SILVA, A. G. Um alerta para os riscos de bioinvasão de jaqueiras, *Artocarpus heterophyllus* Lam., na Reserva Biológica Paulo Fraga Rodrigues, antiga Reserva Biológica Duas Bocas, no Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Natureza on line*, v. 7, n. 1, p. 51–55, 2009.

BORGES, R. A. X.; FORZZA, R. C. A tribo Astereae (Asteraceae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, v. 26, n. 2, p. 131–154, 2008.

BORGES, E. R. et al. The evolutionary diversity of urban forests depends on their land-use history. *Urban Ecosystems*, v. 23, n. 3, p. 631–643, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00938-y>.

BOTEZELLI, L. Dinâmica estrutural da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do Rio Capivari. 2007. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidente da República, 1988.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA). SFB participa de apresentação do fundo para preservação de florestas tropicais na COP 28. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/florestal/pt-br/assuntos/noticias/sfb-participa-de-apresentacao-do-fundo-para-preservacao-de-florestas-tropicais-na-cop-28>. Acesso em: 14 dez. 2023.

BRITO, P. S.; CARVALHO, F. A. Estrutura e diversidade arbórea da Floresta Estacional Semidecidual secundária no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. *Rodriguésia*, v. 65, n. 4, p. 817–830, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201465402>.

CARTWRIGHT, B. D. S.; WHITE, M. P.; CLITHEROW, T. J. Nature ‘Buffers’ the Effect of Low Social Connectedness on Adult Subjective Wellbeing over the Last 7 Days. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 15, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph15061238>.

CARVALHO, F. A.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. *Scientia Forestalis* (IPEF), v. 38, p. 297–306, 2010.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: Composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 1, p. 203–214, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000100024>.

CARVALHO, M. P.; SANCHES, F.; VIANNA, G. C. Y.; OLIVEIRA, A. T.; FERREIRA, M. C. C. Comparison of nighttime air temperature between downtown and outskirts: A contribution to studies on urban climate in Juiz de Fora-MG. *Revista de Geografia*, v. 12, n. 2, p. 19–39, 2022.

CAYUELA, L.; GOTELLI, N. J. rareNMtests: Ecological and biogeographical null model tests for comparing rarefaction curves. R package version 1.1, 2014. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=rareNMtests>.

CAYUELA, L.; GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Ecological and biogeographical null hypotheses for comparing rarefaction curves. *Ecological Monographs*, v. 85, n. 3, p. 437–455, 2015.

CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T. O manejo da floresta secundária na Amazônia Oriental. In: CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; SCHWARTZ, G.; OLIVEIRA, F. de A. (orgs.). *Nordeste Paraense: Panorama Geral e Uso Sustentável das Florestas Secundárias*. Belém: EDUFRA, 2017. p. 163–190.

COLÓN, S. M.; LUGO, A. E.; GONZÁLEZ, O. M. R. Novel dry forests in southwestern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, v. 262, n. 2, p. 170–177, 2011.

COLWELL, R. K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, v. 5, n. 1, p. 3–21, 2012.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W.; SCHNITZER, S. (eds.). *Tropical Forest Community Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2008. p. 384–408.

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, v. 23, p. 1406–1417, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Naturais*, v. 7, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12381>.

CHMURA, D. et al. Novel ecosystems in the urban-industrial landscape—Interesting aspects of environmental knowledge requiring broadening: A review. *Sustainability*, v. 14, n. 17, 10829, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su141710829>.

COSTA JÚNIOR, D. S. da et al. Dinâmica de crescimento de uma floresta tropical sazonalmente seca no semiárido brasileiro. *Ciência Florestal*, v. 32, n. 3, p. 1594–1616, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509867697>.

DANIELSKI, S. L. Relação entre diversidade funcional e área em assembleias de peixes recifais sujeitas a um gradiente de riqueza de espécies. 2022. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DARIO, F. R. Processos ecológicos para recuperação de áreas degradadas. São Paulo, SP: Editora Senac São Paulo, 2022.

DAVIES, S. J. et al. ForestGEO: Understanding forest diversity and dynamics through a global observatory network. *Biological Conservation*, v. 253, 108907, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108907>.

DEAN, W. A Botânica e a Política Imperial: Introdução e Adaptação de Plantas no Brasil Colonial e Imperial. Conferência no Instituto de Estudos Avançados da USP, 1989. Disponível em: <http://200.144.254.127:8080/textos/deanbotanicaimperial.pdf>.

DE MENEZES, R. K.; ALMEIDA, G. S. S.; BRITO, G. R. Modelagem de distribuição de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Asteraceae: Gochnatieae) para a Bahia, Brasil. *Peer Review*, v. 5, n. 19, p. 414–428, 2023.

DUARTE, M. P. Estoques de carbono e nitrogênio e atributos edáficos em cronossequência agricultura-florestas secundárias no Pará. 2023. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.64.2023.tde-04092023-145914>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, RJ: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, RJ: Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 2012.

ESCOBAR, N. R. C. Efeitos da perda de hábitat e fragmentação sobre comunidades de aves e paisagens acústicas do Chaco Paraguai. 2023. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília.FEAM. (2007). Banco de solos. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte, MG: Minas Gerais.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, v. 11, p. 67–83, 1995.

FELFILI, J. M. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 20, n. 2, p. 155–162, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-84041997000200006>.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. da S. Análise multivariada em estudos de vegetação. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2007.

FELFILI, J. M. Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos. Viçosa, MG: UFV, v. 1, 2011.

FERNANDES, M. M.; LIMA, A. H. S.; WANDERLEY, L. L.; FERNANDES, M. R. M.; ARAÚJO FILHO, R. N. Fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil. *Ciência Florestal*, v. 32, n. 3, p. 1227–1246, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509845253>.

FLORA E FUNGO DO BRASIL. Coleção Flora do Brasil 2020. Rio de Janeiro, RJ: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2021.

FONSECA, C.; CARVALHO, F. Alvim. Floristic and phytosociological aspects of the tree community in an urban Atlantic Forest fragment (Juiz de Fora, state of Minas Gerais, Brazil). *Bioscience Journal*, v. 28, p. 820–832, 2012.

FREITAS, L. E.; GARAY, I. E. G. Corredores Ecológicos como Ferramentas de Gestão. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 5, p. 47042–47063, 2021.

FRUMKIN, H. et al. Nature Contact and Human Health: A Research Agenda. *Environmental Health Perspectives*, v. 125, n. 7, 508, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/EHP1663>.

GASTAUER, M.; MEIRA NETO, J. A. A. Community dynamics in a species-rich patch of old-growth forest in a global changing scenario. *Acta Botanica Brasilica*, v. 27, n. 2, p. 270–285, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000200004>.

GOODNESS, J. et al. Exploring the links between functional traits and cultural ecosystem services to enhance urban ecosystem management. *Ecological Indicators*, v. 70, p. 597–605, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.031>.

GONZAGA, A. P. D. et al. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 2, p. 505–520, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200018>.

GOTELLI, N. J. et al. Patterns and causes of species richness: A general simulation model for macroecology. *Ecology Letters*, v. 12, n. 9, p. 873–886, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01353.x>.

GRIMM, N. B. et al. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, v. 319, n. 5864, p. 756–760, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1150195>.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>.

GUERREIRO, Q. L. et al. Variação sazonal dos atributos químicos de Latossolos em uma área submetida ao estresse hídrico na Amazônia. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais*, v. 11, n. 3, p. 329–342, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v11i3.417>.

GUZZI, A.; FAVRETTO, M. A. Composição da avifauna de um remanescente florestal nas margens do rio Chapecozinho, Santa Catarina, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, v. 9, n. 3, p. 159, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4013/nbc.2014.93.03>.

HAMMER, A.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

HARTSHORN, G. S. Neotropical Forest Dynamics. *Biotropica*, v. 12, n. 2, p. 23, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2388152>.

HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. *Revista Árvore*, v. 32, p. 417-426, Viçosa-MG, 2008.

HOBBS, R. J. et al. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, n. 1, p. 1–7, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212>.

HSIEH, T.; MA, K.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

HSIEH, T.; MA, K.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecology and Evolution*, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

HUBBELL, S. P. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 2001.

HUTT-TAYLOR, K.; ZITER, C. D. Private trees contribute uniquely to urban forest diversity, structure, and service-based traits. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 78, 127760, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127760>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. *Vegetação. Mata Atlântica*, 2012.

KENT, M.; COKER, P. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Chichester: John Wiley & Sons, 1992.

KLAUS, V. H.; KIEHL, K. A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. *Basic and Applied Ecology*, v. 52, p. 82–94, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.010>.

KOWARIK, I. Wild Urban Woodlands: Towards a Conceptual Framework. In *Wild Urban Woodlands*, Springer-Verlag, p. 1–32, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1007/3-540-26859-6_1.

KOWARIK, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, v. 159, n. 8-9, p. 1974–1983, 2011.

LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, n. 4, p. 573-592, 2000.

LEHVÄVIRTA, S. Non-anthropogenic dynamic factors and regeneration of (hemi)boreal urban woodlands – synthesising urban and rural ecological knowledge. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 6, n. 3, p. 119–134, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2007.05.005>.

LIEBHOLD, A. M.; BROCKERHOFF, E. G.; KALISZ, S.; NUÑEZ, M. A.; WARDLE, D. A.; WINGFIELD, M. J. Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions*, v. 19, n. 11, p. 3437–3458, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1458-5>.

LIMA FILHO, O. C. et al. Avaliação da citotoxicidade do óleo essencial de *Eremanthus erythropappus* sobre células de câncer mamário MCF-7. *Brazilian Journal of Health Review*, v. 3, n. 3, p. 4699–4727, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34119/bjhrv3n3-062>.

LOPES, S.F.; SCHIAVANI, I. Dinâmica da comunidade arborea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, p. 249-261, 2007.

LOVELL, S. T.; TAYLOR, J. R. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 8, p. 1447–1463, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9912-y>.

LUGO, A.E.; HELMER, E. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management*, v. 190, p. 145-161, 2004.

LUGO, A.E. The emerging Era of novel tropical forests. *Biotropica*, v. 41, p. 589-591, 2009.

LUGO, A. E. Novel tropical forests: nature's response to global change. *Trop. Conserv. Sci.*, v. 6, p. 325-337, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/194008291300600303>.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 27, n. 1, p. 19–26, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. D. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Acta Botanica Brasilica*, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MACIEL, T. T.; BARBOSA, B. C. Urban Green Areas: History, Concepts and Ecological Importance. *CES Revista*, v. 29, n. 1, p. 30-42, 2015.

MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. *Current Biological Magazine*, v. 31, p. 1141–1224, 2021.

MALIK, Z.; PANDEY, R.; BHATT, A. Anthropogenic disturbances and their impact on vegetation in Western Himalaya, India. *Journal of Mountain Science*, v. 13, p. 69-82, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11629-015-3533-7>.

MARGALEF, R. *Ecologia*. Barcelona: Omega, 1974. 951 p.

MARIMON, B. S. Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT. 2005. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

MASCARO, J.; BECKLUND, K. K.; HUGHES, R. F.; SCHNITZER, S. A. Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawai'i. *Forest Ecology and*

Management, v. 256, n. 4, p. 593–606, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.053>.

MCDOWELL, N. G. et al. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, v. 368, n. 6494, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaz9463>.

MCKINNEY, M. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, Amsterdam, v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006.

MELLIGER, R. et al. Diverse effects of degree of urbanisation and forest size on species richness and functional diversity of plants, and ground surface-active ants and spiders. *PLoS ONE*, v. 13, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199245>

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Sci. For.*, v. 38, p. 73-83, 2010.

MOREIRA, B.; CARVALHO, F. A. A comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica após 40 anos de sucessão secundária (Juiz de Fora, Minas Gerais). *Biotemas*, v. 26, n. 2, p. 59-70, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n2p59>.

MORSE, J. G.; HODDLE, M. S. Invasion biology of thrips. *Annual Review of Entomology*, v. 51, n. 1, p. 67–89, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151044>.

MORSE, N. et al. Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecol. Soc.*, v. 19, n. 12, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06192-190212>.

MEYER, P. B. et al. Structural dynamics in a fragment of seasonal semi-deciduous forest in Lavras, MG, Brazil. *Cerne*, v. 21, n. 2, p. 259-265, 2015.

NASCIMENTO, T. Dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento florestal urbano dominado por espécies exóticas. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2018.

O'BRIEN, L. E.; URBANEK, R. E.; GREGORY, J. D. Ecological functions and human benefits of urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 75, 127707, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127707>.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecology*, v. 131, n. 1, p. 45-66, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007.

OLIVEIRA, L. R. et al. Análise cienciométrica do efeito de borda em florestas de 2001 a 2022. *Observatório De La Economía Latinoamericana*, v. 21, n. 9, p. 11423-11447, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.55905/oelv21n9-050>.

PÁDUA, J. A. R. et al. Priority areas for genetic conservation of *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish in Brazil. *Genetic Resources and Crop Evolution*, v. 68, n. 6, p. 2483–2494, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10722-021-01144-1>.

PAIN, A. et al. What Is Secondary about Secondary Tropical Forest? Rethinking Forest Landscapes. *Human Ecology*, v. 49, n. 3, p. 239–247, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10745-020-00203-y>.

PAIVA, L. V. D.; ARAÚJO, G. M. D.; PEDRON, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. *Bras. J. Bot.*, v. 30, p. 365-373, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000300003>.

PAQUETTE, A. et al. Praise for diversity: A functional approach to reduce risks in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 62, p. 127-157, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127157>.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biological conservation*, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.

PEARSE, W. D. et al. Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere*, v. 9, e02105, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2105>.

PENA RODRIGUES, P. J. F.; LIRA, C. F. The Bio-Evolutionary Anthropocene Hypothesis: Rethinking the Role of Human-Induced Novel Organisms in Evolution. *Biological Theory*, v. 14, n. 3, p. 141–150, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13752-019-00324-8>.

PEREIRA, C. I. et al. Regulating human interventions in Colombian coastal areas: Implications for the environmental licensing procedure in middle-income countries. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 79, 106284, 2019.

PÉREZ, J. F. M. Sistema do manejo para a candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2001.

PÉREZ, J. F. M.; SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D. Sistema de manejo para a candeia - *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish – A opção do sistema de corte seletivo. *Cerne*, Lavras, v. 10, n. 2, p. 257–273, 2004.

PERRING, M. P. et al. Novel Urban Ecosystems and Ecosystem Services. In: *Novel Ecosystems*. Wiley, 2013. p. 310–325. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118354186.ch38>.

PESSOA, J. F. S. et al. A comunidade arbórea do remanescente florestal urbano do Parque Natural Municipal da Lajinha (Juiz de Fora, MG, Brasil). *Ciência Florestal*, v. 32, n. 3, p. 1125–1148, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509834485>.

PILLET, M. et al. Disentangling competitive vs. climatic drivers of tropical forest mortality. *Journal of Ecology*, v. 106, p. 1165 - 1179, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12876>.

PINTO, J. R. R.; HAY, J. D. V. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 28, p. 523-539, 2005.

PINTO, A. P. R. Identificação de Substâncias Bioativas Presentes em Extratos de Fungos Endofíticos Associados à *Eremanthus erythropappus* (Asteraceae) e Atividade Alelopática do Óleo Essencial das Folhas. 2016. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

PINTO, A. P. R. et al. Chemical constituents and allelopathic activity of the essential oil from leaves of *Eremanthus erythropappus*. *Australian Journal of Botany*, v. 66, n. 8, p. 601, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/BT18138>.

POUSO, S. et al. Contact with blue-green spaces during the COVID-19 pandemic lockdown beneficial for mental health. *Science of The Total Environment*, v. 756, 143984, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143984>.

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biol Conserv*, v. 241, p. 108-368, 2020.

PYLES, M. V. et al. Land use history drives differences in functional composition and losses in functional diversity and stability of Neotropical urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 49, 126608, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126608>.

RIBEIRO, J. H. C. A vegetação lenhosa sobre solos quartzíticos na Serra Negra (Rio Preto, MG): estrutura, diversidade e gradientes ambientais. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2013.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.*, v. 142, p. 1141-1153, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RICHARDSON, D. M.; WILLIAMS, P. A.; HOBBS, R. J. *Pine* Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. *Journal of Biogeography*, v. 21, n. 5, p. 511, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2845655>.

RIZZINI, C. T. Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira. São Paulo, SP: Edgard Blücher, 1978.

ROLIM, S. G. C. Dinâmica da floresta atlântica em unhares (ES) (1980-1995). 1997. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na floresta atlântica em Linhares (ES). *Sci For*, v. 55, p. 49–69, 1999.

ROMAN, L. A. et al. Beyond ‘trees are good’: Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry. *Ambio*, v. 50, n. 3, p. 615–630, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01396-8>.

RUBIOLI, T. Diversidade e estrutura de fragmentos florestais urbanos: abordagem prática do conceito de “Ecosistemas Emergentes” (Novel Ecosystems) para a Floresta Atlântica. 2016. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2016.

RUIZ, H. A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (Silte + Argila). *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, v. 29, n. 2, p. 297–300, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000200015>.

RUSCHEL, A. R.; MANTOVANI, M.; REIS, M. S. D.; NODARI, R. O. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da Mata Atlântica. *Revista Árvore*, v. 33, Viçosa, MG, 2009.

SAMORA-ARVELA, A. et al. Infraestrutura verde e alterações climáticas: um contributo para a mitigação e adaptação do território às alterações climáticas. In: XV Coloquio Ibérico de Geografía. Retos y tendencias de la Geografía Ibérica, 2016. p. 376-381.

SAMUELSSON, K. et al. Urban Nature as a Source of Resilience During Social Distancing Amidst the Coronavirus Pandemic. *OSF Preprints*, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.31219/osf.io/3wx5a>.

SANTANA, L. D.; FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos ecológicos das espécies regenerantes de uma floresta urbana com 150 anos de sucessão florestal: o risco das espécies

exóticas. *Ciência Florestal*, v. 29, n. 1, p. 1–13, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509830870>.

SANTOS, F. A. M. et al. Structure and dynamics of tree species of the Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 70, n. 4, p. 874–880, 1998.

SANTOS, T. O. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 11, n. 2, p. 157–181, 2017.

SANTOS, A. B. M. et al. Temporal Behavior of Tree Communities in Different Soil Classes. *Floresta e Ambiente*, v. 26, n. 4, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.075417>.

SANTOS, P. M.; NASCIMENTO, M. T. Homogeneização biótica em comunidades arbóreas das florestas tropicais: uma revisão sistemática. *Revista Científica Multidisciplinar Núcleo Do Conhecimento*, p. 50–77, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.32749/nucleodoconhecimento.com.br/biologia/homogeneizacao-biotica>.

SARTORELLI, P. A. R. et al. Guia de plantas não desejáveis na restauração florestal. São Paulo: Agroicone, 2018.

SAUL, W.; JESCHKE, J. M. Eco-evolutionary experience in novel species interactions. *Ecology Letters*, v. 18, n. 3, p. 236–245, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.12408>.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 10, p. 18–32, 1991.

SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; DAVIDE, A. C. Sistema de manejo para a Candeia (*Eremanthus erythropappus* e *Eremanthus incanus*). 2007. Disponível em: <http://www.nucleoestudo.ufla.br/nemaf>.

SCOLFORO, J. R. S. et al. Management strategies of *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish under different initial spacing. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 40, n. 3, p. 298–304, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-70542016403042715>

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of ecology*, p. 91–100, 1996.

SILVA, C. T. D. et al. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 28, p. 429–441, 2004.

SILVA, J. F. Species composition, diversity, and structure of novel forests of *Castilla elastica* in Puerto Rico. *Trop. Ecol.*, v. 55, p. 231-244, 2014.

SILVA, L. F. N.; FONTES, M. S. G. de C.; FARIA, J. R. G. de. Microclimas em florestas urbanas: uma revisão de literatura. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 7, n. 51, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.17271/2318847275120192152>.

SILVA, G. Influência da mudança do uso da terra no estoque de biomassa acima do solo em florestas secundárias durante os anos de 2000 e 2014 no Estado do Pará, Brasil. 2020. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2020.

SILVA, A. S. O. Dinâmica de *Eschweilera amazonica* R. Knuth (matamata-ci) em uma área de floresta de terra firme na Amazônia oriental. 2022. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural da Amazônia, 2022.

SIMBERLOFF, D. et al. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, v. 35, n. 5, p. 489–504, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x>.

SOARES, R. Áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica: uma análise geocológica em Sergipe. 2020. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2020.

SOS MATA ATLÂNTICA. Relatório anual de atividades. 2014. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2014-2015_relatorio_tecnico_2016.pdf. Acesso em: 28 fev. 2023.

SOS MATA ATLÂNTICA. Relatório anual de atividades. 2021. Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2022/07/Relatorio_21_julho.pdf. Acesso em: 20 fev. 2023.

SOS MATA ATLÂNTICA. A Mata Atlântica, uma das florestas mais ricas em diversidade de vida no planeta, é a razão de existir uma Fundação. Ela é nossa causa maior. 2024. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica#:~:text=Hoje%2C%20restam%20apenas%2024%25%20da,%20a%20legisla%C3%A7%C3%A3o%20que%20a%20protege.> Acesso em: 05 mar. 2024.

SOUZA, C. R. et al. Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. *Forest ecology and management*, v. 489, 119043, 2021.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, n. 4, p. 359–366, 1987. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0266467400002339>.

TABARELLI, M. Clareiras naturais e dinâmica sucessional de um trecho de floresta na Serra da Cantareira, Sp. 1994. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

TEIXEIRA, C. P.; FERNANDES, C. O. Novel ecosystems: a review of the concept in non-urban and urban contexts. *Landscape Ecology*, v. 35, p. 23 - 39, 2019.

TEIXEIRA, C. P.; FERNANDES, C. O.; AHERN, J. Novel Urban Ecosystems: Opportunities from and to Landscape Architecture. *Land*, v. 10, n. 8, 844, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/land10080844>.

THEODOROU, P. The effects of urbanisation on ecological interactions. *Current Opinion in Insect Science*, v. 52, 100922, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2022.100922>.

TITO, R. et al. Secondary forests in Peru: differential provision of ecosystem services compared to other post-deforestation forest transitions. *Ecology and Society*, v. 27, n. 3, 2022.

TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, v. 31, n. 3, p. 265-275, 1994.

URREGO, D. H. Millennial-scale ecological changes in tropical South America since the last glacial maximum. In: *Past climate variability in South America and surrounding regions: from the Last Glacial Maximum to the Holocene*, 2009. p. 283-300.

VAN VLIET, J. Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nature Sustainability*, v. 2, n. 8, p. 755–763, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>.

VENTER, Z. S. et al. Urban nature in a time of crisis: recreational use of green space increases during the COVID-19 outbreak in Oslo, Norway. *Environmental Research Letters*, v. 15, n. 10, 104075, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb396>.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; MARTINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. *Revista Do Instituto Florestal*, v. 4, n. 2, p. 400–406, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.24278/2178-5031.199242801>.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série técnica IPEF, ESALQ/USP*, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WANDERLEY, H. S. et al. Aumento das temperaturas extremas na cidade do Rio de Janeiro e o desvio ocasionado durante um evento de El Niño intenso. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 4, p. 1291–1301, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1291-1301>.

WEINBRENNER, H. et al. The forest has become our new living room—The critical importance of urban forests during the COVID-19 pandemic. *Front. For. Glob. Change*, v. 4, 672909, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.672909>.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decíduas durante um período de 4 anos (1994-1998), na região do triângulo mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 23, p. 401-413, 2000.

WESTPHAL, C. et al. Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology and Management*, v. 223, n. 1–3, p. 75–83, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.057>.

WICKHAM, H. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. 2009. Disponível em: <http://ggplot2.org>. Acesso em: 28 dez. 2023.

YANG, Y. L.; WANG, H.-A.; PASSMORE. Viewing nature scenes reduces the pain of social ostracismo. *J. Soc. Psychol*, pp. 1-19, 2020.

ZENNI, R. D.; SIMBERLOFF, D. Number of source populations as a potential driver of pine invasions in Brazil. *Biological Invasions*, v. 15, n. 7, p. 1623–1639, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0397-4>.

ZHOU, W.; PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Shifting concepts of urban spatial heterogeneity and their implications for sustainability. *Landscape Ecology*, v. 32, n. 1, p. 15–30, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0432-4>.

APÊNDICE A – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários (T1 e T2)

Tabela 1 – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários (T1 e T2) do fragmento de floresta urbana “*novel ecosystem 1*” da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Espécies ordenadas conforme VI do T1.

Área	Espécies	T1					T2					T1	T2
		DA	DR	DoR	FR	VI %	DA	DR	DoR	FR	VI%	Posição	VI
NE1	<i>Eremanthus erytrophappus</i>	758	80,64	76,77	12,05	56,49	646	76,81	74,56	10,10	53,83	1	1
	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	73	7,77	9,02	8,43	8,41	60	7,13	8,96	9,09	8,39	2	2
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	12	1,28	4,47	7,23	4,33	6	0,71	1,85	5,05	2,54	3	8
	<i>Senna macranthera</i>	12	1,28	1,13	8,43	3,61	10	1,19	1,03	7,07	3,10	4	5
	<i>Myrsine coriacea</i>	14	1,49	0,95	4,82	2,42	10	1,19	0,77	6,06	2,67	5	6
	<i>Myrcia splendens</i>	6	0,64	0,41	6,02	2,36	24	2,85	1,93	7,07	3,95	6	3
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	7	0,74	2,27	3,61	2,21	9	1,07	3,37	5,05	3,16	7	4
	<i>Aegiphila integrifolia</i>	5	0,53	0,76	4,82	2,04	5	0,59	0,34	3,03	1,32	8	11
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	4	0,43	0,50	4,82	1,92	9	1,07	1,67	5,05	2,60	9	7
	<i>Miconia mellina</i>	4	0,43	0,24	3,61	1,43	3	0,36	0,26	2,02	0,88	10	14
	<i>Miconia urophylla</i>	3	0,32	0,15	3,61	1,36	9	1,07	0,52	4,04	1,88	11	10
	<i>Syzygium jambos</i>	8	0,85	0,60	2,41	1,29	3	0,36	0,31	2,02	0,90	12	13
	<i>Psychotria velloziana</i>	5	0,53	0,37	2,41	1,10	7	0,83	0,56	5,05	2,15	13	9
	<i>Pleroma estrellense</i>	2	0,21	0,23	2,41	0,95	2	0,24	0,28	2,02	0,85	14	17
	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	2	0,21	0,09	2,41	0,91	2	0,24	0,15	2,02	0,80	15	20
	<i>Indet sp.2</i>	2	0,21	0,09	2,41	0,90	1	0,12	0,05	1,01	0,39	16	32
	<i>Pachira glabra</i>	6	0,64	0,41	1,20	0,75	8	0,95	0,61	1,01	0,86	17	16
	<i>Indet sp.1</i>	1	0,11	0,22	1,20	0,51	0	0,00	0,00	0,00	0,00	18	0
	<i>Alchornea triplinervia</i>	2	0,21	0,11	1,20	0,51	2	0,24	0,18	2,02	0,81	19	19
	<i>Erythroxylum sp.1</i>	1	0,11	0,20	1,20	0,50	0	0,00	0,00	0,00	0,00	20	0

<i>Annona sylvatica.</i>	1	0,11	0,14	1,20	0,48	2	0,24	0,37	2,02	0,88	21	15
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,11	0,12	1,20	0,48	1	0,12	0,09	1,01	0,41	22	27
<i>Cabralea canjerana</i>	1	0,11	0,12	1,20	0,48	0	0,00	0,00	0,00	0,00	23	0
<i>Miconia sp1</i>	1	0,11	0,11	1,20	0,47	0	0,00	0,00	0,00	0,00	24	0
<i>Erythroxylum sp.2</i>	1	0,11	0,07	1,20	0,46	0	0,00	0,00	0,00	0,00	25	0
<i>Roupala montana.</i>	1	0,11	0,07	1,20	0,46	2	0,23	0,33	1,01	0,52	26	23
<i>Peltophorum dubium</i>	1	0,11	0,06	1,20	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27	0
<i>Vernonanthura divaricata.</i>	1	0,11	0,06	1,20	0,46	1	0,11	0,42	1,01	0,51	28	24
<i>Machaerium nyctitans.</i>	1	0,11	0,06	1,20	0,46	1	0,11	0,08	1,01	0,40	29	28
<i>Eriobotrya japonica.</i>	1	0,11	0,05	1,20	0,45	1	0,11	0,12	1,01	0,41	30	26
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	1	0,11	0,05	1,20	0,45	2	0,23	0,09	2,02	0,78	31	22
<i>Allophylus edulis.</i>	1	0,11	0,04	1,20	0,45	1	0,11	0,08	1,01	0,40	32	29
<i>Syzygium cumini</i>	1	0,11	0,04	1,20	0,45	2	0,23	0,25	2,02	0,83	33	17
<i>Pinus elliottii</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	5	0,59	0,31	3,03	1,31	0	12
<i>Anadenanthera peregrina</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,23	0,10	2,02	0,78	0	21
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,23	0,09	1,01	0,44	0	25
<i>Miconia robusta</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,08	1,01	0,40	0	30
<i>Cecropia glaziovii</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,07	1,01	0,40	0	31
<i>Schizolobium parahyba</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,11	0,05	1,01	0,39	0	33

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 2 – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários (T1 e T2) do fragmento de floresta urbana “Agricultura” da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Espécies ordenadas conforme VI do T1.

Área	Espécies	T1					VI %	T2					T1	T2
		DA	DR	DoR	FR	DA		DR	DoR	FR	VI%	Posição	VI	
AGR	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	44	7,38	11,82	3,18	7,46	42	6,31	10,56	2,77	6,55	1	1	
	<i>Myrcia splendens</i>	51	8,56	6,69	4,55	6,60	51	7,66	6,00	3,95	5,87	2	2	

<i>Hyptidendron asperrimum</i>	26	4,36	9,16	3,64	5,72	19	2,85	5,37	2,77	3,66	3	5
<i>Nectandra oppositifolia</i>	24	4,03	6,06	2,27	4,12	23	3,45	5,86	1,98	3,76	4	3
<i>Annona dolabripetala</i>	27	4,53	4,96	2,73	4,07	26	3,90	4,12	3,16	3,73	5	4
<i>Vismia magnoliifolia</i>	33	5,54	2,10	3,18	3,61	31	4,65	2,42	2,37	3,15	6	6
<i>Eugenia subundulata</i>	17	2,85	2,49	4,09	3,14	20	3,00	2,84	3,16	3,00	7	7
<i>Vernonanthura divaricata</i>	17	2,85	3,81	2,27	2,98	11	1,65	3,82	1,98	2,48	8	11
<i>Pleroma estrellense</i>	17	2,85	3,25	2,73	2,94	14	2,10	2,63	1,98	2,24	9	14
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	17	2,85	4,05	1,82	2,91	16	2,40	5,23	1,19	2,94	10	8
<i>Lacistema pubescens</i>	23	3,86	1,68	2,73	2,75	22	3,30	1,98	2,77	2,68	11	9
<i>Piptocarpha macropoda</i>	13	2,18	2,96	2,73	2,62	24	2,10	2,67	2,37	2,38	12	12
<i>Machaerium nyctitans</i>	17	2,85	1,86	2,27	2,33	16	2,40	1,93	1,98	2,10	13	16
<i>Eriotheca candolleana</i>	2	0,34	4,95	0,91	2,07	3	0,45	5,32	0,79	2,19	14	15
<i>Nectandra megapotamica</i>	12	2,01	1,31	2,73	2,02	13	1,95	1,31	2,37	1,88	15	18
<i>Mimosa bimucronata</i>	18	3,02	1,53	0,91	1,82	12	1,80	1,18	0,79	1,26	16	24
<i>Casearia decandra</i>	9	1,51	0,79	2,73	1,68	12	1,80	1,01	2,77	1,86	17	19
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	9	1,51	1,17	2,27	1,65	10	2,70	2,35	2,77	2,61	18	10
<i>Senna macranthera</i>	10	1,68	0,90	1,82	1,46	13	1,95	0,99	1,98	1,64	19	21
<i>Matayba marginata</i>	9	1,51	1,05	1,82	1,46	10	1,50	1,21	2,37	1,70	20	20
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	6	1,01	0,52	2,73	1,42	5	0,75	0,41	1,98	1,04	21	29
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3	0,50	3,19	0,45	1,38	2	0,15	0,08	0,40	0,21	22	85
<i>Machaerium brasiliense</i>	8	1,34	1,42	1,36	1,37	8	1,20	1,49	1,19	1,29	23	23
<i>Inga cylindrica</i>	12	2,01	1,14	0,91	1,35	11	1,65	1,10	0,79	1,18	24	25
<i>Hirtella hebeclada</i>	9	1,51	1,17	0,91	1,20	13	1,95	1,37	1,19	1,50	25	22
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	8	1,34	1,24	0,91	1,16	6	0,90	1,34	0,79	1,01	26	30
<i>Cecropia glaziovii</i>	3	0,50	1,86	0,91	1,09	5	0,75	4,36	0,79	1,97	27	17
<i>Solanum pseudoquina</i>	3	0,50	1,32	1,36	1,06	1	0,15	0,09	0,40	0,21	28	83
<i>Monteverdia evonymoides</i>	5	0,84	0,47	1,82	1,04	6	0,90	0,77	1,58	1,08	29	28
<i>Bathysa australis</i>	8	1,34	0,47	0,91	0,91	8	1,20	0,62	0,79	0,87	30	31
<i>Croton floribundus</i>	6	1,01	0,70	0,91	0,87	5	0,75	0,63	0,79	0,72	31	36
<i>Miconia urophylla</i>	4	0,67	0,27	1,36	0,77	5	0,75	0,30	0,79	0,62	32	42

<i>Sloanea guianensis</i>	5	0,84	0,46	0,91	0,74	8	1,20	0,96	1,19	1,12	33	27
<i>Tapirira guianensis</i>	3	0,50	1,18	0,45	0,71	4	0,60	1,01	0,79	0,80	34	33
<i>Cupania ludowigii</i>	4	0,67	0,51	0,91	0,70	8	1,20	0,60	1,58	1,13	35	26
<i>Eremanthus erythropappus</i>	4	0,67	0,51	0,91	0,70	24	3,60	1,58	1,58	2,26	36	13
<i>Tovomita glazioviana</i>	8	1,34	0,25	0,45	0,68	8	1,20	0,51	0,40	0,70	37	37
<i>Annona sylvatica</i>	6	1,01	0,52	0,45	0,66	5	0,75	0,52	0,40	0,55	38	46
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	2	0,34	1,10	0,45	0,63	2	0,30	1,15	0,40	0,62	39	41
<i>Mollinedia widgrenii</i>	5	0,84	0,49	0,45	0,59	5	0,75	0,47	0,40	0,54	40	48
<i>Pouteria caimito</i>	3	0,50	0,32	0,91	0,58	3	0,45	0,38	0,79	0,54	41	47
<i>Cupania vernalis</i>	2	0,34	0,44	0,91	0,56	4	0,60	0,50	1,19	0,76	42	35
<i>Allophylus edulis</i>	2	0,34	0,42	0,91	0,55	3	0,45	0,56	0,79	0,60	43	44
<i>Ocotea corymbosa</i>	3	0,50	0,25	0,91	0,55	3	0,45	0,35	0,79	0,53	44	49
<i>Casearia sylvestris</i>	3	0,50	0,20	0,91	0,54	3	0,45	0,25	0,79	0,50	45	45
<i>Guatteria sellowiana</i>	2	0,34	0,81	0,45	0,53	5	0,75	0,88	0,40	0,67	46	38
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	2	0,34	0,33	0,91	0,53	2	0,30	0,44	0,79	0,51	47	52
<i>Alchornea glandulosa</i>	3	0,50	0,15	0,91	0,52	4	0,60	0,16	0,79	0,52	48	51
<i>Sapium glandulosum</i>	2	0,34	0,24	0,91	0,49	3	0,45	0,34	0,79	0,53	49	50
<i>Vitex polygama</i>	4	0,67	0,36	0,45	0,49	4	0,60	0,34	0,40	0,44	50	59
<i>Piptadenia paniculata</i>	2	0,34	0,23	0,91	0,49	2	0,30	0,32	0,79	0,47	51	54
<i>Endlicheria paniculata</i>	4	0,67	0,26	0,45	0,46	6	0,90	0,38	0,40	0,56	52	45
<i>Swartzia myrtifolia</i>	3	0,50	0,38	0,45	0,45	2	0,30	0,28	0,79	0,46	53	57
<i>Dalbergia nigra</i>	2	0,34	0,08	0,91	0,44	3	0,45	0,19	1,19	0,61	54	43
<i>Psychotria velloziana</i>	2	0,34	0,07	0,91	0,44	3	0,45	0,12	0,79	0,45	55	58
<i>Licaria bahiana</i>	3	0,50	0,32	0,45	0,42	3	0,45	0,29	0,40	0,38	56	66
<i>Solanum cernuum</i>	3	0,50	0,26	0,45	0,40	3	0,45	0,29	0,40	0,38	57	65
<i>Heisteria silvianii</i>	3	0,50	0,18	0,45	0,38	7	1,05	0,59	0,79	0,81	58	32
<i>Persea americana</i>	2	0,34	0,28	0,45	0,36	4	0,60	0,59	0,79	0,66	59	39
<i>Bauhinia pulchella</i>	3	0,50	0,10	0,45	0,35	3	0,45	0,10	0,40	0,32	60	70
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	2	0,34	0,19	0,45	0,33	3	0,45	0,38	0,40	0,41	61	61
<i>Inga flagelliformis</i>	2	0,34	0,10	0,45	0,30	0	0,00	0,00	0,00	0,00	62	0

<i>Vochysia magnifica</i>	2	0,34	0,09	0,45	0,29	2	0,30	0,28	0,40	0,32	63	69
<i>Indet sp1</i>	1	0,17	0,22	0,45	0,28	0	0,00	0,00	0,00	0,00	64	0
<i>Miconia buddlejoides</i>	1	0,17	0,20	0,45	0,27	0	0,00	0,00	0,00	0,00	65	0
<i>Cyathea delgadii</i>	1	0,17	0,19	0,45	0,27	1	0,15	0,20	0,40	0,25	66	77
<i>Indet sp2</i>	1	0,17	0,15	0,45	0,26	0	0,00	0,00	0,00	0,00	67	0
<i>Tapirira obtusa</i>	1	0,17	0,15	0,45	0,26	2	0,30	0,20	0,79	0,43	68	60
<i>Casearia arborea</i>	1	0,17	0,14	0,45	0,25	1	0,15	0,15	0,40	0,23	69	78
<i>Fabaceae sp2</i>	1	0,17	0,12	0,45	0,25	0	0,00	0,00	0,00	0,00	70	0
<i>Eucaliptus sp1</i>	1	0,17	0,11	0,45	0,24	2	0,30	0,28	0,40	0,33	71	68
<i>Ocotea puberula</i>	1	0,17	0,10	0,45	0,24	1	0,15	0,13	0,40	0,23	72	79
<i>Croton urucurana</i>	1	0,17	0,10	0,45	0,24	0	0,00	0,00	0,00	0,00	73	0
<i>Allophylus racemosus</i>	1	0,17	0,09	0,45	0,24	1	0,15	0,12	0,40	0,22	74	80
<i>Seguiera langsdorffii</i>	1	0,17	0,09	0,45	0,24	1	0,15	0,10	0,40	0,22	75	82
<i>Miconia mellina</i>	1	0,17	0,08	0,45	0,24	1	0,15	0,08	0,40	0,21	76	86
<i>Trichilia lepidota</i>	1	0,17	0,08	0,45	0,23	1	0,15	0,04	0,40	0,20	77	100
<i>Aegiphila integrifolia</i>	1	0,17	0,07	0,45	0,23	1	0,15	0,07	0,40	0,20	78	88
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	0,17	0,06	0,45	0,23	4	0,60	0,16	0,79	0,52	79	51
<i>Andira anthelmia</i>	1	0,17	0,06	0,45	0,23	2	0,30	0,13	0,40	0,27	80	71
<i>Prunus myrtifolia</i>	1	0,17	0,06	0,45	0,23	1	0,15	0,04	0,40	0,20	81	92
<i>Faramea multiflora</i>	1	0,17	0,06	0,45	0,23	1	0,15	0,10	0,40	0,22	82	81
<i>Myrsine coriacea</i>	1	0,17	0,05	0,45	0,22	2	0,30	0,13	0,79	0,41	83	62
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	0,17	0,05	0,45	0,22	2	0,30	0,10	0,79	0,40	84	63
<i>Mabea fistulifera</i>	1	0,17	0,05	0,45	0,22	0	0,00	0,00	0,00	0,00	85	0
<i>Ocotea cujumar</i>	1	0,17	0,05	0,45	0,22	1	0,15	0,06	0,40	0,20	86	89
<i>Tovomitopsis saldanhae</i>	1	0,17	0,05	0,45	0,22	6	0,90	0,31	1,19	0,80	87	34
<i>Myrsine umbellata</i>	1	0,17	0,04	0,45	0,22	2	0,30	0,13	0,79	0,41	88	62
<i>Cabralea canjerana</i>	1	0,17	0,04	0,45	0,22	3	0,45	0,13	0,79	0,46	89	56
<i>Cordia sellowiana</i>	1	0,17	0,04	0,45	0,22	1	0,15	0,03	0,40	0,19	90	102
<i>Roupala montana</i>	1	0,17	0,03	0,45	0,22	2	0,30	0,05	0,40	0,25	91	76
<i>Vitex sellowiana</i>	1	0,17	0,03	0,45	0,22	1	0,15	0,03	0,40	0,19	92	104

<i>Amaioua intermedia</i>	1	0,17	0,03	0,45	0,22	1	0,15	0,04	0,40	0,20	93	94
<i>Albizia niopoides</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,30	0,06	0,40	0,25	94	74
<i>Aloysia virgata</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,40	0,20	95	93
<i>Anadenanthera peregrina</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,08	0,40	0,21	96	84
<i>Annonaceae</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,07	0,40	0,21	97	87
<i>Aparisthium cordatum</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,30	0,06	0,40	0,25	98	75
<i>Astronium fraxinifolium</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,40	0,20	99	91
<i>Casearia obliqua</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,08	0,40	0,21	100	85
<i>Cinnamomum verum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,03	0,40	0,19	101	101
<i>Colubrina glandulosa</i>	3	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,45	0,16	0,79	0,47	102	55
<i>Cupania oblongifolia</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00	4	0,60	0,13	1,19	0,64	103	40
<i>Eugenia cerasiflora</i>	3	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,45	0,14	0,40	0,33	104	67
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,40	0,20	105	95
<i>Inga marginata</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,40	0,20	106	96
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,15	0,20	107	97
<i>Nectandra cissiflora</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,30	0,07	0,40	0,26	108	72
<i>Ocotea velloziana</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,40	0,20	109	98
<i>Peltophorum dubium</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,05	0,40	0,20	110	90
<i>Pleroma mutabile</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,04	0,40	0,20	111	99
<i>Swartzia leptopetala</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,03	0,40	0,19	112	103
<i>Vismia guianensis</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,30	0,07	0,79	0,39	113	64

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 3 – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários (T1 e T2) do fragmento de floresta urbana “novel ecosystem 2” da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Espécies ordenadas conforme VI do T1.

Área	Espécies	T1					VI %	T2					T1	T2
		DA	DR	DoR	FR	DA		DR	DoR	FR	VI%	Posição	VI	
NE2	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	138	17,58	34,67	4,42	18,89	106	16,06	37,23	4,47	19,25	1	1	
	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	109	13,89	14,93	5,52	11,45	117	17,73	8,07	5,59	10,46	2	2	
	<i>Myrcia splendens</i>	87	11,08	3,88	5,52	6,83	74	11,21	11,32	5,59	9,37	3	3	
	<i>Mimosa schomburgkii</i>	52	6,62	9,55	3,87	6,68	40	6,06	10,61	3,91	6,86	4	4	
	<i>Pleroma mutabile</i>	75	9,55	3,86	5,52	6,31	33	5,00	2,48	4,47	3,98	5	7	
	<i>Miconia urophylla</i>	68	8,66	2,22	4,97	5,28	69	5,59	3,65	5,59	6,56	6	5	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	32	4,08	6,53	3,87	4,83	26	3,94	6,00	3,91	4,62	7	6	
	<i>Vernonanthura divaricata</i>	32	4,08	2,87	5,52	4,16	21	3,18	2,44	5,03	3,55	8	9	
	<i>Cecropia glaziovii</i>	20	2,55	3,89	4,42	3,62	17	2,58	3,73	5,03	3,78	9	8	
	<i>Alchornea glandulosa</i>	16	2,04	0,65	4,97	2,55	14	2,12	0,85	5,03	2,67	10	11	
	<i>Senna macranthera</i>	14	1,78	1,01	3,87	2,22	10	1,52	0,56	3,35	1,81	11	12	
	<i>Anadenanthera peregrina</i>	16	2,04	1,85	2,76	2,22	16	2,42	2,49	3,35	2,76	12	10	
	<i>Pleroma estrellense</i>	7	0,89	0,45	3,31	1,55	3	0,45	0,34	1,12	0,64	13	25	
	<i>Schizolobium parahyba</i>	6	0,76	1,86	1,66	1,43	6	0,91	1,77	2,23	1,64	14	13	
	<i>Casuarina equisetifolia</i>	5	0,64	1,92	0,55	1,04	2	0,30	0,51	0,56	0,46	15	35	
	<i>Indeterminada sp2</i>	1	0,13	2,39	0,55	1,02	0	0,00	0,00	0,00	0,00	16	0	
	<i>Vernonanthura polyanthes</i>	6	0,76	0,62	1,66	1,02	4	0,61	0,61	1,68	0,96	17	16	
	<i>Psychotria velloziana</i>	5	0,64	0,19	2,21	1,01	6	0,91	0,29	2,23	1,15	18	14	
	<i>Solanum cernuum</i>	4	0,51	0,12	2,21	0,95	5	0,76	0,18	0,18	1,06	19	15	
	<i>Citharexylum myrianthum</i>	4	0,51	1,13	1,10	0,91	3	0,45	0,58	0,56	0,53	20	33	
	<i>Schinus terebinthifolia</i>	8	1,02	0,44	1,10	0,86	3	0,45	0,25	0,56	0,42	21	37	
	<i>Campomanesia guaviroba</i>	4	0,51	0,27	1,66	0,81	4	0,61	0,35	1,12	0,69	22	24	

<i>Dalbergia nigra</i>	4	0,51	0,25	1,66	0,81	3	0,45	0,17	1,12	0,58	23	27
<i>Machaerium nyctitans</i>	3	0,38	0,11	1,66	0,72	3	0,45	0,10	1,12	0,56	24	30
<i>Sapium glandulosum</i>	5	0,64	0,22	1,10	0,65	4	0,61	0,26	1,68	0,85	25	19
<i>Annona dolabripetala</i>	4	0,51	0,27	1,10	0,63	4	0,61	0,44	1,12	0,72	26	23
<i>Alchornea triplinervia</i>	4	0,51	0,17	1,10	0,59	5	0,76	0,23	1,68	0,89	27	18
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4	0,51	0,12	1,10	0,58	6	0,91	0,26	1,12	0,76	28	21
<i>Euphorbia cotinifolia</i>	4	0,51	0,12	1,10	0,58	1	0,15	0,02	0,56	0,24	29	59
<i>Vochysia magnifica</i>	2	0,25	0,29	1,10	0,55	2	0,30	0,87	1,12	0,76	30	20
<i>Vismia magnoliifolia</i>	3	0,38	0,09	1,10	0,53	3	0,45	0,14	1,68	0,76	31	22
<i>Mimosa bimucronata</i>	2	0,25	0,19	1,10	0,52	1	0,15	0,17	0,56	0,29	32	44
<i>Inga cylindrica</i>	2	0,25	0,13	1,10	0,50	3	0,45	0,12	1,12	0,57	33	28
<i>Platypodium elegans</i>	2	0,25	0,13	1,10	0,50	2	0,30	0,25	1,12	0,56	34	31
<i>Mangifera indica</i>	2	0,25	0,08	1,10	0,48	3	0,45	0,12	1,12	0,56	35	29
<i>Leucaena leucocephala</i>	2	0,25	0,08	1,10	0,48	2	0,30	0,07	1,12	0,50	36	34
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	0,25	0,07	1,10	0,48	3	0,45	0,64	1,68	0,92	37	17
<i>Cyathea sp1</i>	4	0,51	0,34	0,55	0,47	1	0,15	0,09	0,56	0,27	38	46
<i>Miconia mellina</i>	4	0,51	0,26	0,55	0,44	1	0,15	0,14	0,56	0,28	39	45
<i>Senna multijuga</i>	2	0,25	0,37	0,55	0,39	10	1,52	0,56	3,35	1,81	40	12
<i>Jacaranda macrantha</i>	1	0,13	0,45	0,55	0,38	1	0,15	0,03	0,56	0,25	41	52
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	0,25	0,14	0,55	0,32	2	0,30	0,19	0,56	0,35	42	39
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	2	0,25	0,14	0,55	0,32	3	0,45	0,17	1,12	0,58	43	26
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2	0,25	0,06	0,55	0,29	2	0,30	0,08	0,56	0,31	44	40
<i>Myrsine coriacea</i>	2	0,25	0,05	0,55	0,29	1	0,15	0,03	0,56	0,25	45	53
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	0,13	0,10	0,55	0,26	0	0,00	0,00	0,00	0,00	46	0
<i>Piptocarpha macropoda</i>	1	0,13	0,09	0,55	0,26	2	0,30	0,19	1,12	0,54	47	32
<i>Indeterminada sp1</i>	1	0,13	0,08	0,55	0,25	0	0,00	0,00	0,00	0,00	48	0
<i>Ficus elastica</i>	1	0,13	0,06	0,55	0,25	1	0,15	0,07	0,56	0,26	49	47
<i>Cenostigma pluviosum</i>	1	0,13	0,06	0,55	0,25	1	0,15	0,17	0,56	0,29	50	43
<i>Vochysia guianensis</i>	1	0,13	0,03	0,55	0,24	2	0,30	0,87	1,12	0,76	51	20

<i>Lamanonia ternata</i>	1	0,13	0,02	0,55	0,23	3	0,61	0,10	0,56	0,42	52	36
<i>Allophylus edulis</i>	1	0,13	0,02	0,55	0,23	1	0,15	0,05	0,56	0,25	53	49
<i>Bauhinia pulchella</i>	1	0,13	0,02	0,55	0,23	1	0,15	0,02	0,56	0,24	54	58
<i>Indeterminada sp3</i>	1	0,13	0,02	0,55	0,23	1	0,15	0,03	0,56	0,25	55	51
<i>Psidium sp1</i>	1	0,13	0,02	0,55	0,23	0	0,00	0,00	0,00	0,00	56	0
<i>Solanum swartzianum</i>	1	0,13	0,02	0,55	0,23	5	0,76	0,18	2,23	1,06	57	15
<i>Brosimum guianense</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,02	0,56	0,24	58	55
<i>Ceiba speciosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,45	0,15	0,56	0,39	59	39
<i>Coccoloba warmingii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,03	0,56	0,25	60	50
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,02	0,56	0,24	61	56
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,02	0,56	0,24	62	57
<i>Eugenia cerasiflora</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,03	0,56	0,25	63	54
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,02	0,56	0,24	64	60
<i>Ocotea velloziana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,30	0,04	0,56	0,30	65	42
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,15	0,07	0,56	0,26	66	48
<i>Xylopia brasiliensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,30	0,06	0,56	0,31	67	41

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 4 – Parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas nos inventários (T1 e T2) do fragmento de floresta urbana “Remanescente” da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Espécies ordenadas conforme VI do T1.

Área	Espécies	T1					T2					T1	T2
		DA	DR	DoR	FR	VI %	DA	DR	DoR	FR	VI%	Posição	VI
REM	<i>Aparisthium cordatum</i>	58	9,97	3,45	2,60	5,34	4	0,69	9,50	0,36	3,52	1	1
	<i>Alchornea triplinervia</i>	18	3,09	7,57	2,60	4,42	18	3,12	8,91	2,50	4,84	2	2
	<i>Tapirira guianensis</i>	14	2,41	7,86	2,23	4,17	11	1,91	7,33	2,14	3,79	3	4

<i>Bathysa australis</i>	41	7,04	2,34	2,97	4,12	37	6,41	3,51	2,14	4,02	4	3
<i>Heisteria silvianii</i>	26	4,47	3,40	2,23	3,37	26	4,51	2,14	2,14	3,43	5	6
<i>Vochysia magnifica</i>	13	2,23	5,05	1,86	3,05	12	2,08	0,76	1,79	1,54	6	17
<i>Anadenanthera colubrina</i>	4	0,69	6,92	0,37	2,66	4	0,69	9,50	0,36	3,52	7	5
<i>Cabrlea canjerana</i>	17	2,92	3,04	1,86	2,61	20	3,47	3,72	2,14	3,11	8	7
<i>Lamanonia ternata</i>	11	1,89	3,92	1,49	2,43	9	1,56	3,03	1,43	2,00	9	11
<i>Nectandra oppositifolia</i>	14	2,41	1,88	2,97	2,42	13	2,25	2,01	2,50	2,25	10	10
<i>Croton salutaris</i>	22	3,78	1,26	1,49	2,18	8	1,39	0,55	1,07	1,00	11	32
<i>Myrcia splendens</i>	15	2,58	0,61	2,97	2,05	23	3,99	0,91	2,86	2,58	12	9
<i>Annona cacans</i>	5	0,86	3,57	1,49	1,97	5	0,87	3,63	1,43	1,97	13	13
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	13	2,23	2,40	1,12	1,92	19	3,29	2,60	2,50	2,80	14	8
<i>Guatteria sellowiana</i>	11	1,89	1,15	1,86	1,63	10	1,73	2,07	2,14	1,98	15	12
<i>Tovomitopsis saldanhae</i>	13	2,23	0,53	1,86	1,54	14	2,43	0,65	1,79	1,62	16	14
<i>Monteverdia evonymoides</i>	11	1,89	1,03	1,49	1,47	11	1,91	1,14	1,07	1,37	17	20
<i>Guapira opposita</i>	12	2,06	0,75	1,49	1,43	10	1,73	0,81	1,43	1,32	18	21
<i>Miconia urophylla</i>	12	2,06	0,72	1,49	1,42	13	2,25	0,68	1,79	1,57	19	16
<i>Nectandra megapotamica</i>	7	1,20	0,80	2,23	1,41	8	1,39	1,01	2,14	1,51	20	18
<i>Allophylus edulis</i>	7	1,20	1,50	1,49	1,40	8	1,39	1,64	1,79	1,60	21	15
<i>Schizocalyx cuspidatus</i>	9	1,55	0,52	1,86	1,31	8	1,39	0,51	1,79	1,23	22	25
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i>	4	0,69	2,06	1,12	1,29	3	0,52	2,01	1,07	1,20	23	26
<i>Piptocarpha macropoda</i>	2	0,34	2,77	0,74	1,29	3	0,52	2,65	0,71	1,30	24	22
<i>Jacaranda macrantha</i>	9	1,55	0,32	1,86	1,24	10	1,73	0,61	2,14	1,50	25	19
<i>Laplacea fruticosa</i>	5	0,86	1,65	1,12	1,21	2	0,35	0,42	0,36	0,37	26	74
<i>Endlicheria paniculata</i>	7	1,20	1,55	0,74	1,16	8	1,39	1,68	0,71	1,26	27	23
<i>Pouteria caimito</i>	5	0,86	1,49	1,12	1,15	5	0,87	1,26	1,07	1,07	28	30
<i>Casearia decandra</i>	7	1,20	0,62	1,49	1,10	7	1,21	0,66	1,43	1,10	29	29
<i>Tapirira obtusa</i>	3	0,52	2,00	0,74	1,08	6	0,35	1,53	0,71	0,86	30	34
<i>Sloanea guianensis</i>	7	1,20	0,54	1,49	1,08	8	1,39	0,53	1,79	1,23	31	24
<i>Allophylus racemosus</i>	7	1,20	0,70	1,12	1,00	7	1,21	0,87	1,07	1,05	32	31

INDET sp4	1	0,17	2,39	0,37	0,98	0	0,00	0,00	0,00	0,00	33	0
<i>Cupania ludowigii</i>	5	0,86	0,16	1,86	0,96	7	1,21	0,21	2,14	1,19	34	27
<i>Ocotea puberula</i>	7	1,20	0,89	0,74	0,95	9	1,56	0,89	1,07	1,17	35	28
<i>Campomanesia guaviroba</i>	6	1,03	0,40	1,12	0,85	5	0,87	0,50	1,07	0,81	36	38
<i>Terminalia hoehneana</i>	2	0,34	1,80	0,37	0,84	2	0,35	2,18	0,36	0,96	37	33
<i>Inga cylindrica</i>	4	0,69	0,71	1,12	0,84	4	0,69	0,24	0,71	0,55	38	48
<i>Cordia sellowiana</i>	3	0,52	1,18	0,74	0,81	3	0,52	1,23	0,71	0,82	39	37
<i>Eugenia subundulata</i>	6	1,03	0,28	1,12	0,81	6	1,04	0,42	1,07	0,85	40	35
<i>Roupala montana</i>	3	0,52	1,07	0,74	0,77	3	0,52	1,03	0,71	0,75	41	41
<i>Prunus myrtifolia</i>	4	0,69	0,50	1,12	0,77	3	0,52	0,35	0,71	0,53	42	50
<i>Lacistema pubescens</i>	4	0,69	0,42	1,12	0,74	5	0,87	0,45	1,07	0,79	43	39
<i>Sloanea retusa</i>	4	0,69	0,31	1,12	0,71	3	0,52	0,35	0,71	0,53	44	49
<i>Psychotria velloziana</i>	4	0,69	0,25	1,12	0,68	3	0,52	0,20	0,71	0,48	45	57
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	2	0,34	0,85	0,74	0,65	2	0,35	0,43	0,36	0,38	46	70
<i>Annona dolabripetala</i>	2	0,34	0,85	0,74	0,64	2	0,35	0,78	0,71	0,61	47	44
<i>Monteverdia gonoclada</i>	5	0,86	0,25	0,74	0,62	1	0,17	0,04	0,36	0,19	48	105
<i>Vernonanthura divaricata</i>	2	0,34	0,76	0,74	0,62	2	0,35	0,78	0,71	0,61	49	45
<i>Vitex sellowiana</i>	4	0,69	0,37	0,74	0,60	3	0,52	0,31	0,36	0,40	50	65
<i>Solanum leucodendron</i>	3	0,52	0,54	0,74	0,60	4	0,69	0,58	1,07	0,78	51	40
<i>Mollinedia schottiana</i>	3	0,52	0,16	1,12	0,60	4	0,69	0,23	1,07	0,66	52	43
<i>Mollinedia widgrenii</i>	4	0,69	0,35	0,74	0,59	1	0,17	0,09	0,36	0,21	53	96
<i>Ocotea corymbosa</i>	3	0,52	0,50	0,74	0,59	2	0,35	0,58	0,36	0,43	54	61
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	0,17	1,18	0,37	0,57	1	0,17	0,65	0,36	0,39	55	66
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	2	0,34	0,39	0,74	0,49	0	0,00	0,00	0,00	0,00	56	0
<i>Symplocos pubescens</i>	2	0,34	0,71	0,37	0,47	2	0,35	0,68	0,36	0,46	57	59
<i>Apuleia leiocarpa</i>	4	0,69	0,35	0,37	0,47	4	0,69	0,42	0,36	0,49	58	55
<i>Sorocea guilleminiana</i>	3	0,52	0,14	0,74	0,47	3	0,52	0,18	0,71	0,47	59	58
<i>Ocotea aciphylla</i>	3	0,52	0,06	0,74	0,44	4	0,69	0,17	0,71	0,53	60	51
Lauraceae sp1	3	0,52	0,42	0,37	0,43	1	0,17	0,03	0,36	0,19	61	111

<i>Cyathea</i> sp1	4	0,69	0,23	0,37	0,43	5	0,87	0,28	0,36	0,50	62	53
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	0,34	0,19	0,74	0,43	1	0,17	0,05	0,36	0,19	63	102
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	0,34	0,17	0,74	0,42	0	0,00	0,00	0,00	0,00	64	0
INDET sp5	1	0,17	0,71	0,37	0,42	1	0,17	0,82	0,36	0,45	65	60
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	2	0,34	0,52	0,37	0,41	4	0,69	0,70	1,07	0,82	66	36
<i>Ocotea longifolia</i>	2	0,34	0,12	0,74	0,40	1	0,17	0,17	0,36	0,23	67	90
<i>Ocotea villosa</i>	2	0,34	0,11	0,74	0,40	2	0,35	0,14	0,71	0,40	68	64
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	2	0,34	0,08	0,74	0,39	2	0,35	0,10	0,71	0,39	69	68
<i>Vismia magnoliifolia</i>	2	0,34	0,08	0,74	0,39	2	0,35	0,04	0,71	0,37	70	76
<i>Ixora brevifolia</i>	2	0,34	0,08	0,74	0,39	1	0,17	0,04	0,36	0,19	71	104
<i>Casearia arborea</i>	2	0,34	0,44	0,37	0,39	7	1,21	0,66	1,43	1,10	72	29
<i>Miconia tristis</i>	2	0,34	0,06	0,74	0,38	2	0,35	0,07	0,71	0,38	73	71
<i>Miconia buddlejoides</i>	2	0,34	0,05	0,74	0,38	2	0,35	0,06	0,71	0,37	74	75
<i>Ocotea velloziana</i>	2	0,34	0,41	0,37	0,38	2	0,35	0,43	0,36	0,38	75	72
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	0,17	0,55	0,37	0,36	1	0,17	0,65	0,36	0,39	76	67
INDET sp3	1	0,17	0,38	0,37	0,31	0	0,00	0,00	0,00	0,00	77	0
<i>Cupania vernalis</i>	2	0,34	0,20	0,37	0,30	2	0,35	0,21	0,36	0,31	78	78
<i>Inga flagelliformis</i>	2	0,34	0,19	0,37	0,30	2	0,35	0,22	0,36	0,31	79	77
<i>Ilex paraguariensis</i>	1	0,17	0,32	0,37	0,29	1	0,17	0,30	0,36	0,28	80	82
<i>Licaria bahiana</i>	1	0,17	0,29	0,37	0,28	1	0,17	0,38	0,36	0,30	81	79
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	0,34	0,12	0,37	0,28	0	0,00	0,00	0,00	0,00	82	0
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0,17	0,25	0,37	0,26	1	0,17	0,32	0,36	0,28	83	81
<i>Andira anthelmia</i>	2	0,34	0,06	0,37	0,26	1	0,17	0,05	0,36	0,19	84	103
<i>Guatteria villosissima</i>	2	0,34	0,06	0,37	0,26	2	0,35	0,06	0,36	0,25	85	86
<i>Euterpe edulis</i>	2	0,34	0,04	0,37	0,25	2	0,35	0,16	0,36	0,29	86	80
<i>Matayba marginata</i>	1	0,17	0,20	0,37	0,25	1	0,17	0,21	0,36	0,25	87	87
<i>Vitex polygama</i>	1	0,17	0,18	0,37	0,24	1	0,17	0,17	0,36	0,23	88	89
<i>Cenostigma pluviosum</i>	1	0,17	0,16	0,37	0,24	1	0,17	0,69	0,36	0,41	89	63
INDET sp2	1	0,17	0,13	0,37	0,23	0	0,00	0,00	0,00	0,00	90	0

<i>Sequoiaria langsdorffii</i>	1	0,17	0,13	0,37	0,22	1	0,17	0,15	0,36	0,23	91	91
<i>Croton serratifolius</i>	1	0,17	0,11	0,37	0,22	1	0,17	0,19	0,36	0,24	92	88
INDET sp9	1	0,17	0,11	0,37	0,22	0	0,00	0,00	0,00	0,00	93	0
INDET sp1	1	0,17	0,11	0,37	0,22	1	0,17	0,09	0,36	0,21	94	95
<i>Cryptocarya sp1</i>	1	0,17	0,09	0,37	0,21	1	0,17	0,12	0,36	0,22	95	92
<i>Ocotea brachybotrya</i>	1	0,17	0,08	0,37	0,21	1	0,17	0,09	0,36	0,21	96	97
<i>Lauraceae sp5</i>	1	0,17	0,08	0,37	0,21	1	0,17	0,07	0,36	0,61	97	101
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	1	0,17	0,07	0,37	0,20	2	0,35	0,11	0,36	0,27	98	83
<i>Swartzia myrtifolia</i>	1	0,17	0,07	0,37	0,20	1	0,17	0,10	0,36	0,21	99	94
<i>Virola bicuhyba</i>	1	0,17	0,07	0,37	0,20	2	0,35	0,10	0,36	0,27	100	85
Eugenia sp1	1	0,17	0,07	0,37	0,20	0	0,00	0,00	0,00	0,00	101	0
Lauraceae sp2	1	0,17	0,05	0,37	0,20	1	0,17	0,09	0,36	0,21	102	98
Lauraceae sp3	1	0,17	0,05	0,37	0,20	1	0,17	0,10	0,36	0,21	103	93
<i>Duguetia lanceolata</i>	1	0,17	0,05	0,37	0,20	0	0,00	0,00	0,00	0,00	104	0
<i>Styrax latifolius</i>	1	0,17	0,04	0,37	0,20	1	0,17	0,08	0,36	0,20	105	99
<i>Picramnia glazioviana</i>	1	0,17	0,03	0,37	0,19	1	0,17	0,04	0,36	0,19	106	108
Lauraceae sp4	1	0,17	0,03	0,37	0,19	1	0,17	0,03	0,36	0,19	107	112
<i>Machaerium nyctitans</i>	1	0,17	0,03	0,37	0,19	3	0,52	0,25	0,36	0,38	108	73
Annonaceae sp1	1	0,17	0,03	0,37	0,19	0	0,00	0,00	0,00	0,00	109	0
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	0,17	0,02	0,37	0,19	1	0,17	0,03	0,36	0,19	110	110
<i>Ocotea bicolor</i>	1	0,17	0,02	0,37	0,19	1	0,17	0,02	0,36	0,18	111	119
<i>Annona sylvatica</i>	1	0,17	0,02	0,37	0,19	2	0,35	0,10	0,36	0,27	112	84
<i>Geonoma schottiana</i>	1	0,17	0,02	0,37	0,19	4	0,69	0,09	0,71	0,50	113	54
<i>Bauhinia pulchella</i>	1	0,172	0,018	0,372	0,187	1	0,17	0,02	0,36	0,18	114	120
<i>Handroanthus albus</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,03	0,36	0,19	0	113
<i>Anadenanthera peregrina</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,03	0,36	0,19	0	114
<i>Bathysa nicholsonii</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,52	0,27	0,71	0,50	0	52
<i>Croton floribundus</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,07	0,36	0,20	0	100
<i>Cyathea microdonta</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,04	0,36	0,19	0	109

<i>Cyathea phalerata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,04	0,36	0,19	0	107
<i>Dalbergia nigra</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,02	0,36	0,18	0	121
<i>Eremanthus erythropappus</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,02	0,36	0,18	0	117
<i>Eugenia uniflora</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,03	0,36	0,19	0	115
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,02	0,36	0,18	0	122
<i>Magnolia ovata</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,71	0,36	0,41	0	62
<i>Monteverdia floribunda</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,52	0,54	1,07	0,71	0	42
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,04	0,36	0,19	0	106
<i>Tachigali vulgaris</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	3	0,52	0,10	1,07	0,57	0	46
<i>Vismia guianensis</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,35	0,04	0,71	0,37	0	76
<i>Vochysia tucanorum</i>	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1	0,17	0,02	0,36	0,18	0	116

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

APÊNDICE B – Composição florística dos fragmentos

Área	Espécie	T1	T2	Extinta da comunidade (EX)/ Recruta (R)	GS	SD
Novel Ecosystem 1	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	X	X		PI	ZOO
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl	X	X		PI	ZOO
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg	X	X		PI	ZOO
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl	X	X		PI	ZOO
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg		X	R	PI	AUT
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	X	X		PI	AUT
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil	X	X		SI	ZOO
	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart	X		EX	SI	ZOO
	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.		X	R	PI	AUT
	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	X	X		PI	ANE
	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	X	X		EX	ZOO
	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	X	X		SI	ZOO
	<i>Erythroxylum</i> sp.1	X		EX	SI	NC
	<i>Erythroxylum</i> sp.2	X		EX	SI	NC
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X	X		SI	ANE
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X	X		PI	ANE
	Indet sp.1	X		EX	NC	NC
	Indet sp.2	X	X		NC	NC
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	X	X		PI	ZOO
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	X	X		PI	ZOO
	<i>Miconia mellina</i> DC.	X	X		PI	ZOO
	<i>Miconia robusta</i> Cogn.		X	R	SI	ZOO
	<i>Miconia</i> sp1	X		EX	PI	NC
	<i>Miconia urophylla</i> DC.	X	X		PI	ZOO
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	X		PI	ZOO
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	X	X		PI	ZOO

<i>Pachira glabra</i> Pasq.	X	X		SI	AUT
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X		EX	PI	AUT
<i>Pinus elliotti</i> Engelm.		X	R	EX	ANE
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	X	X		PI	AUT
<i>Pleroma estrellense</i> (Raddi) P.J.F.Guim. & Michelang.	X	X		PI	ZOO
<i>Psychotria velloziana</i> Benth.	X	X		SI	ZOO
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.) Rohwer ex Madriñán		X	R	ST	ZOO
<i>Roupala montana</i> Aubl.	X	X		PI	ANE
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake		X	R	PI	ANE
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	X	X		PI	ANE
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	X	X		EX	ZOO
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	X	X		EX	ZOO
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	X	X		PI	ANE

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 2 – Composição florística arbórea do fragmento de floresta urbana, denominado “Agricultura”, localizado na Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), em Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Na tabela, a marcação ‘X’ indica a presença da espécie nos períodos estudados. ‘GS’ se refere aos grupos sucessionais. ‘SD’ síndrome de dispersão das espécies. ‘EX’ denota as espécies que foram extintas da comunidade em T2. Por fim, ‘R’ indica as novas espécies que foram recrutadas na comunidade durante o período T2.

Área	Espécie	T1	T2	Extinta da comunidade (EX)/ Recruta (R)	GS	SD
------	---------	----	----	--	----	----

Agricultura	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb	X	X		PI	ZOO
	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	X	X		PI	ZOO
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	X	X		SI	ZOO
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl	X	X		PI	ZOO
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg	X		EX	PI	ZOO
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl	X	X		PI	ZOO
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw	X	X		SI	ZOO
	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss		X	R	EX	AUT
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f	X	X		PI	ZOO
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	X	X		PI	AUT
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg		X		PI	AUT
	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth	X	X		PI	ZOO
	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	X	X		PI	ZOO
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil	X	X		SI	ZOO
	Annonaceae		X	R	PI	ANE
	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill		X	R	PI	AUT
	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg	X	X		ST	ANE
	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott		X	R	SI	AUT
	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum	X	X		SI	AUT
	<i>Bauhinia pulchella</i> Benth	X	X		PI	AUT
	<i>Cabrarea canjerana</i> (Vell.) Mart	X	X		SI	ZOO
	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb	X	X		PI	ZOO
	<i>Casearia decandra</i> Jacq	X	X		PI	AUT
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng		X	R	PI	ZOO
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw	X	X		PI	AUT
	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl	X	X		PI	AUT
	<i>Cinnamomum verum</i> J.Presl		X	R	PI	ZOO
	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins		X	R	PI	AUT
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham	X	X		PI	ZOO

<i>Croton floribundus</i> Spreng	X	X		PI	ZOO
<i>Croton urucurana</i> Baill	X		EX	PI	ZOO
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	X	X		PI	ZOO
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.		X	R	PI	ANE
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X	X		PI	ZOO
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	X	X		PI	ANE
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	X	X		PI	ANE
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	X	X		SI	ZOO
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	X	X		PI	ANE
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	X	X		PI	ZOO
<i>Eucaliptus</i> sp1	X	X		PI	NC
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq	X	X		SI	ZOO
<i>Eugenia subundulata</i> Kiaersk	X	X		ST	ZOO
Fabaceae sp2	X		EX	PI	NC
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. in DC	X	X		PI	ZOO
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltldl	X	X		SI	ZOO
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X	X		SI	ANE
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos		X	R	PI	ANE
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	X	X		SI	ZOO
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC	X	X		SI	ZOO
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	X	X		PI	AUT
Indet sp1	X		EX	PI	NC
Indet sp2	X		EX	PI	NC
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart	X	X		PI	ZOO
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart	X		EX	SI	ZOO
<i>Inga marginata</i> Willd		X	R	SI	AUT
<i>Lacistema pubescens</i> Mart	X	X		SI	ZOO
<i>Licaria bahiana</i> Kurz	X	X		PI	AUT
<i>Mabea fistulifera</i> Mart	X		EX	PI	ZOO
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	X	X		PI	ANE

<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth	X	X		PI	ZOO
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel		X	R	SI	ZOO
<i>Matayba marginata</i> Radlk	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia buddlejoides</i> Triana	X		EX	PI	ZOO
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia mellina</i> DC	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia urophylla</i> DC	X	X		PI	ZOO
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	X	X		PI	ZOO
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC	X	X		PI	AUT
<i>Monteverdia evonymoides</i> (Reissek) Biral	X	X		PI	ZOO
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	X	X		PI	ZOO
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult	X	X		PI	ZOO
<i>Myrsine umbellata</i> Mart	X		EX	PI	ZOO
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees		X	R	PI	ZOO
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	X	X		SI	ZOO
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart				PI	ANE
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea cujumary</i> Mart	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez		X	R	PI	AUT
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub		X	R	PI	AUT
<i>Persea americana</i> Mill	X	X		PI	AUT
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr	X	X		PI	ANE
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth	X	X		PI	ANE
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	X	X		PI	ANE
<i>Pleroma estrellense</i> (Raddi) P.J.F.Guim. & Michelang	X	X		PI	ZOO
<i>Pleroma mutabile</i> (Vell.)		X	R	PI	ANE
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk	X	X		SI	ZOO
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb	X	X		SI	ZOO

<i>Psychotria velloziana</i> Benth	X	X		SI	ZOO
<i>Roupala montana</i> Aubl	X	X		PI	ANE
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	X	X		SI	ZOO
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq	X	X		PI	ZOO
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	X	X		PI	ANE
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth	X	X		SI	AUT
<i>Solanum cernuum</i> Vell	X	X		PI	ZOO
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil	X	X		PI	ZOO
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart	X	X		SI	ANE
<i>Swartzia leptopetala</i> Benth		X	R	PI	ZOO
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm	X	X		SI	ZOO
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	X	X		PI	ZOO
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch	X	X		PI	ZOO
<i>Tovomita glazioviana</i> Engl	X	X		PI	ZOO
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl	X	X		PI	ZOO
<i>Trichilia lepidota</i> Mart	X	X		PI	AUT
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob	X	X		PI	ANE
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy		X	R	PI	ZOO
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schltldl	X	X		PI	ZOO
<i>Vitex polygama</i> Cham	X	X		PI	ZOO
<i>Vitex sellowiana</i> Cham	X	X		PI	ZOO
<i>Vochysia magnifica</i> Warm	X	X		SI	ANE
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng	X	X		PI	ZOO
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	X	X		PI	ZOO

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 3 – Composição florística arbórea do fragmento de floresta urbana, denominado “*novel ecosystem 2*”, localizado na Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), em Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Na tabela, a marcação ‘X’ indica a presença da espécie nos períodos

estudados. ‘GS’ se refere aos grupos sucessionais. ‘SD’ síndrome de dispersão das espécies. ‘EX’ denota as espécies que foram extintas da comunidade em T2. Por fim, ‘R’ indica as novas espécies que foram recrutadas na comunidade durante o período T2.

Área	Espécie	T1	T2	Extinta da comunidade (EX)/ Recruta (R)	GS	SD
Novel ecosystem 2	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	X	X		PI	ZOO
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	X	X		PI	ZOO
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	X	X		PI	ZOO
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	X	X		PI	AUT
	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	X	X		PI	ZOO
	<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	X	X		PI	AUT
	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber		X	R	EX	NC
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	X	X		PI	ZOO
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	X	X		PI	NC
	<i>Casuarina equisetifolia</i> Blanco	X	X		EX	NC
	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	X	X		PI	AUT
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	X	X		PI	AUT
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna		X	R	PI	ANE
	<i>Cenostigma pluviosum</i> (DC.) Gagnon & G.P.Lewis	X	X		ST	AUT
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	X	X		PI	ZOO
	<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.		X	R	SI	ZOO
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.		X	R	PI	ANE
	<i>Cyathea</i> sp1	X	X		NC	NC
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	X	X		PI	ANE
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.		X	R	SI	ZOO
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.		X	R	PI	ZOO	
<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	X	X		EX	NC	
<i>Ficus elastica</i> Roxb.	X	X		EX	ZOO	
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X	X		SI	ANE	

<i>Hymenaea courbaril</i> L.	X	X		NC	NC
Indeterminada sp1	X		EX	NC	NC
Indeterminada sp2	X		EX	NC	NC
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	X	X		PI	ZOO
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	X	X		SI	ANE
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	X	X		PI	AUT
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	X	X		EX	NC
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	X	X		PI	ZOO
<i>Mangifera indica</i> L.	X	X		EX	ZOO
<u><i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.</u>		X	R	PI	ZOO
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia mellina</i> DC.	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia urophylla</i> DC.	X	X		PI	ZOO
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	X	X		PI	ZOO
<i>Mimosa schomburgkii</i> Benth.	X	X		PI	AUT
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	X		PI	ZOO
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	X	X		PI	ZOO
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	X		EX	PI	ANE
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez		X		SI	ZOO
<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	X	X		EX	ANE
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	X	X		PI	AUT
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	X	X		PI	ANE
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	X	X		PI	ANE
<i>Pleroma estrellense</i> (Raddi) P.J.F.Guim. & Michelang.	X	X		PI	ANE
<i>Pleroma mutabile</i> (Vell.)	X	X		PI	ANE
Psidium sp1	X		EX	NC	NC
<i>Psychotria velloziana</i> Benth.	X	X		SI	ZOO
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	X	X		SI	ZOO
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	X	X		PI	ZOO
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	X	X		PI	ANE

<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	X	X		PI	ANE
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	X		EX	PI	AUT
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	X	X		PI	ZOO
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	X		EX	PI	ZOO
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith		X	R	NC	NC
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	X	X		PI	ANE
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	X	X		PI	ANE
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schlttdl.	X	X		PI	ZOO
<i>Vochysia guianensis</i> Aubl.	X		EX	PI	NC
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	X	X		PI	NC
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.		X	R	PI	ZOO
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X	X		PI	ZOO

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

Tabela 4 – Composição florística arbórea do fragmento de floresta urbana, denominado “Remanescente”, localizado na Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), em Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Na tabela, a marcação ‘X’ indica a presença da espécie nos períodos estudados. ‘GS’ se refere aos grupos sucessionais. ‘SD’ síndrome de dispersão das espécies. ‘EX’ denota as espécies que foram extintas da comunidade em T2. Por fim, ‘R’ indica as novas espécies que foram recrutadas na comunidade durante o período T2.

Área	Espécie	T1	T2	Extinta da comunidade (EX)/ Recruta (R)	GS	SD
Remanescente	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos		X		NC	NC
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	X	X		PI	ZOO
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	X	X		PI	ZOO
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	X	X		PI	ZOO
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	X	X		SI	ZOO
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	X	X		PI	AUT

<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.		X		R	PI	AUT
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	X	X			PI	ZOO
<i>Annona cacans</i> Warm.	X	X			PI	ZOO
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	X	X			PI	ZOO
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. Total	X	X			SI	ZOO
Annonaceae sp1	X			EX	PI	NC
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	X	X			PI	AUT
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	X	X			PI	AUT
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	X	X			ST	ANE
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	X	X			SI	AUT
<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.		X		R	SI	AUT
<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	X	X			PI	AUT
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	X	X			SI	ZOO
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	X	X			PI	ZOO
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	X	X			PI	ZOO
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	X	X			PI	ZOO
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	X	X			PI	ZOO
<i>Cenostigma pluviosum</i> (DC.) Gagnon & G.P.Lewis	X	X			ST	AUT
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	X	X			PI	ZOO
<i>Croton floribundus</i> Spreng.		X		R	PI	ZOO
<i>Croton salutaris</i> Casar.	X	X			PI	AUT
<i>Croton serratifolius</i> Baill.	X	X			NC	NC
Cryptocarya sp1	X	X			NC	NC
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	X	X			PI	ZOO
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X	X			PI	ZOO
<i>Cyathea microdonta</i> (Desv.) Domin		X		R	NC	NC
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.		X		R	NC	NC
Cyathea sp1	X	X			NC	NC
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.		X		R	PI	ANE
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	X			EX	SI	ZOO

<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	X	X		SI	ZOO
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish		X	R	PI	ANE
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	X	X		ST	ZOO
<i>Eugenia</i> sp1	X		EX	ST	NC
<i>Eugenia subundulata</i> Kiaersk.	X	X		ST	ZOO
<i>Eugenia uniflora</i> L.		X	R	PI	ZOO
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	X	X		SI	ZOO
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	X	X		SI	ZOO
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	X		SI	ZOO
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltldl.	X	X		SI	ZOO
<i>Guatteria villosissima</i> A.St.-Hil.	X	X		SI	ZOO
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos		X	R	PI	ANE
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	X	X		SI	ZOO
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	X	X		PI	ZOO
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	X	X		SI	ZOO
INDET sp1	X	X		NC	NC
INDET sp2	X		EX	NC	NC
INDET sp3	X		EX	NC	NC
INDET sp4	X		EX	NC	NC
INDET sp5	X	X		NC	NC
INDET sp9	X		EX	NC	NC
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	X	X		PI	ZOO
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	X	X		SI	ZOO
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	X	X		SI	ZOO
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	X	X		SI	ANE
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	X	X		SI	ZOO
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	X	X		ST	ANE
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	X	X		NC	ZOO
Lauraceae sp1	X	X		NC	ZOO
Lauraceae sp2	X	X		NC	ZOO

Lauraceae sp3	X	X		NC	ZOO
Lauraceae sp4	X	X		NC	ZOO
Lauraceae sp5	X	X		NC	ZOO
<i>Licaria bahiana</i> Kurz	X	X		PI	AUT
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth	X	X		PI	ZOO
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng		X	R	SI	ZOO
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk	X		EX	PI	ZOO
<i>Matayba marginata</i> Radlk	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia buddlejoides</i> Triana	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	X	X		PI	ZOO
<i>Miconia tristis</i> Spring	X	X		SI	ZOO
<i>Miconia urophylla</i> DC	X	X		PI	ZOO
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	X		EX	SI	ZOO
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	X	X		SI	ZOO
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC	X	X		PI	AUT
<i>Monteverdia evonymoides</i> (Reissek) Biral	X	X		PI	ZOO
<i>Monteverdia floribunda</i> (Reissek) Biral		X	R	SI	ZOO
<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral	X	X		ST	ZOO
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	X	X		PI	ZOO
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	X		EX	SI	ZOO
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	X	X		SI	ZOO
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	X	X		PI	ANE
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	X	X		SI	ZOO
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	X	X		NC	ZOO
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	X	X		SI	ZOO
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	X	X		PI	ZOO
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	X	X		SI	ZOO

<i>Ocotea villosa</i> Kosterm	X	X		SI	ZOO
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl	X	X		SI	ZOO
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr	X	X		PI	AUT
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	X	X		PI	ANE
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk	X	X		PI	ZOO
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb	X	X		SI	ZOO
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns		X	R	SI	ZOO
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert	X	X		SI	AUT
<i>Psychotria velloziana</i> Benth	X	X		SI	ZOO
<i>Roupala montana</i> Aubl	X	X		PI	ANE
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong		X	R	SI	ZOO
<i>Schizocalyx cuspidatus</i> (A.St.-Hil.) Kainul. & B. Bremer	X	X		SI	AUT
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq	X	X		PI	ZOO
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth	X	X		SI	AUT
<i>Sloanea retusa</i> Uittien	X	X		SI	AUT
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	X	X		SI	ZOO
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich	X	X		SI	ZOO
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart	X	X		SI	ANE
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	X	X		NC	NC
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm	X	X		SI	ZOO
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth	X	X		SI	AUT
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima		X	R	PI	ANE
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	X	X		PI	ZOO
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch	X	X		PI	ZOO
<i>Terminalia hoehneana</i> (N.F.Mattos) Gere & Boatwr	X	X		NC	ZOO
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana		X		ST	ZOO
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl	X	X		PI	ZOO
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob	X	X		PI	ANE
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb	X	X		ST	ZOO

<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy		X		PI	ZOO
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schltdl	X	X		PI	ZOO
<i>Vitex polygama</i> Cham	X	X		PI	ANE
<i>Vitex sellowiana</i> Cham	X	X		PI	ZOO
<i>Vochysia magnifica</i> Warm	X	X		SI	ANE
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart		X	R	PI	AUT
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	X	X		PI	ZOO

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)

APÊNDICE C – Composição e classificação do solo dos fragmentos

Tabela 1 – Composição e classificação do solo dos fragmentos de florestas urbanas, localizado na Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), em Juiz de Fora, Minas Gerais, Sudeste do Brasil.

Área	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Classificação Textural	Tipo de solo	Tipo de Solo (Conforme a capacidade de retenção de água):
REM P 6	49	11	40	Argila	3	Tipo 1 Arenoso
REM P 7	53	14	33	Argila	3	Tipo 2 Textura Média
REM P 8	40	14	46	Argila	3	Tipo 3 Argiloso
REM P 9	51	10	39	Argila	3	
NE1 P 1	36	10	54	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 10	41	11	48	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 2	37	10	53	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 4	39	14	47	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 5	43	11	46	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 6	42	11	47	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 7	42	13	45	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 8	42	9	49	Argilo-arenosa	3	
NE1 P 9	43	7	50	Argilo-arenosa	3	
REM P 6	35	11	54	Argilo-arenosa	3	
REM P 7	31	10	59	Argilo-arenosa	2	
NE2 P 1	37	12	51	Argilo-arenosa	3	
AGR P 10	35	14	51	Argilo-arenosa	3	
NE2P 11	36	13	51	Argilo-arenosa	3	
NE2 P 12	45	9	46	Argilo-arenosa	3	
NE2 P 14	41	14	45	Argilo-arenosa	3	

AGR P 4	38	14	48 Argilo-arenosa	3
NE2 P 5	36	12	52 Argilo-arenosa	3
NE2 P 8	37	17	46 Argilo-arenosa	3
NE2 P 9	36	12	52 Argilo-arenosa	3
AGR P 1	38	14	48 Argilo-arenosa	3
REM P 5	38	15	47 Argilo-arenosa	3
NE2 P 3	18	21	61 Franco-arenosa	2
NE1 P 3	22	26	52 Franco-argilo-arenosa	2
REM P 1	29	12	59 Franco-argilo-arenosa	2
REM P 10	32	15	53 Franco-argilo-arenosa	2
AGR P 2	29	10	61 Franco-argilo-arenosa	2
REM P 3	33	10	57 Franco-argilo-arenosa	2
AGR P 4	39	12	49 Franco-argilo-arenosa	3
REM P 5	32	11	57 Franco-argilo-arenosa	2
AGR P 8	28	11	61 Franco-argilo-arenosa	2
REM P 9	28	13	59 Franco-argilo-arenosa	2
NE2 P 13	36	20	44 Franco-argilo-arenosa	3
NE2 P 2	27	19	54 Franco-argilo-arenosa	2
NE2 P 6	28	21	51 Franco-argilo-arenosa	2

NE2 P 7	34	16	50	Franco-argilo-arenosa	2
AGR P 10	25	18	57	Franco-argilo-arenosa	2
AGR P 2	27	14	59	Franco-argilo-arenosa	2
AGR P 3	25	17	58	Franco-argilo-arenosa	2
REM P 4	24	15	61	Franco-argilo-arenosa	2

Fonte: Elaborada pelo autor (2023)