

JOSIELLE EVARISTO COSTA

**EFEITOS FILOGENÉTICOS DE FILTRAGEM AMBIENTAL EM FLORESTAS,
CANGAS E CAMPOS ANTRÓPICOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Botânica, para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C837i
2021 Costa, Josielle Evaristo, 1992-
Efeitos filogenéticos de filtragem ambiental em florestas,
cangas e campos antrópicos / Josielle Evaristo Costa. – Viçosa,
MG, 2021.
1 dissertação eletrônica (41 f.): il. (algumas color.).

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Biologia Vegetal, 2021.
Referências bibliográficas: f. 24-29.
DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.094>
Modo de acesso: World Wide Web.

1. Natureza - Influência do homem. 2. Biodiversidade
florestal. 3. Biodiversidade -Conservação. I. Neto, João Augusto
Alves Meira, 1963-. II. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Biologia Vegetal. Programa de Pós-Graduação
em Botânica. III. Título.

CDD 22. ed. 577.27

Bibliotecário(a) responsável: Alice Regina Pinto CRB6 2523

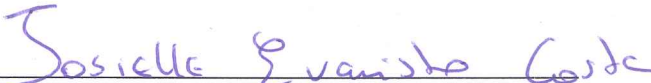
JOSIELLE EVARISTO COSTA

**EFEITOS FILOGENÉTICOS DE FILTRAGEM AMBIENTAL EM FLORESTAS,
CANGAS E CAMPOS ANTRÓPICOS**


Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 14 de maio de 2021.

Assentimento:



Josielle Evaristo costa
Autora



João Augusto Alves Meira Neto
Orientador

AGRADECIMENTOS

A Deus por estar presente em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais Gerson e Maria, por sempre acreditarem em mim, pela dedicação e carinho.

Ao meu irmão Braulio, por toda a cumplicidade e incentivo.

Ao meu orientador João Augusto Alves Meira Neto pela oportunidade de estar em um laboratório que me proporcionou grandes ensinamentos, agradeço pela confiança e paciência.

As minhas queridas amigas Neyla, Luísa e Francielly por compreenderem meus dias de ausência, pelo apoio e carinho.

As minhas amigas Vanessa, Gessica, Linda, Maribel e Viviana, pelo carinho.

Aos meus colegas de laboratório que me acompanharam nessa jornada de aprendizagem e ensinamentos, um agradecimento especial aos meus colegas Alex, Carlos e Nayara por me acompanharem no trabalho de campo.

Ao funcionário do LEEP, Celso Antônio, por sua disponibilidade e auxílio.

A banca por revisar meu trabalho e auxiliar na minha aprendizagem.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

COSTA, Josielle Evaristo, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2021. **Efeitos filogenéticos de filtragem ambiental em florestas, cangas e campos antrópicos.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

Atualmente os distúrbios antrópicos são considerados o principal fator que promove a perda de biodiversidade global, ocasionando grandes impactos negativos no funcionamento ecossistêmico. Uma grande área afetada pelas atividades antrópicas corresponde a Serra do Espinhaço e o Quadrilátero Ferrífero- MG, composto por ecossistemas que se encontram na Lista Vermelha de Ecossistemas Ameaçados. Nesta pesquisa, analisamos a estrutura florística e filogenética de comunidades de plantas em um fragmento da Reserva Particular do Patrimônio Natural do Instituto Inhotim, Brumadinho - MG. Testamos se é possível detectar diferentes processos ecológicos que ocorrem em paisagens perturbadas por meio do uso de drones, e se afloramentos rochosos e áreas antropizadas causam filtragem ambiental em comparação com as florestas dominantes da região. Calculamos se existem diferenças filogenéticas através da análise evoPCAHellinger entre diferentes comunidades de plantas. Assim, foi avaliada a história evolutiva usando a distância filogenética média pareada entre espécies (MPD), a distância filogenética média entre seus vizinhos mais próximos (MNTD) e seus equivalentes padronizados (ses.PDss, ses.MPD, ses.MNTD). Nosso trabalho, detectou remotamente três tipos de áreas, campo antrópico, canga e floresta. Detectamos dissimilaridade na composição florística e filogenética das comunidades de plantas entre as áreas estudadas e consideráveis distúrbios e perda de diversidade taxonômica e filogenética entre as áreas. Portanto, entender o papel dos distúrbios antrópicos sobre as comunidades torna-se essencial para viabilizar novas políticas públicas que nos permitem promover a conservação de ecossistemas ameaçados.

Palavras-chave: Distúrbios antrópicos. Diversidade filogenética. Conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

COSTA, Josielle Evaristo, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2021. **Phylogenetic effects of environmental filtration in forests, cangas and antropic fields.** Advisor: João Augusto Alves Meira Neto.

Currently, anthropogenic disturbances are considered the main factor that promotes the loss of global biodiversity, causing major negative impacts on ecosystem functioning. A large area affected by human activities corresponds to Serra do Espinhaço and the Quadrilátero Ferrífero - MG, comprising ecosystems that are on the Red List of Threatened Ecosystems. In this research, we analyzed the floristic and phylogenetic structure of plant communities in a fragment of the Inhotim Institute's Private Natural Heritage Reserve, Brumadinho - MG. We tested whether it is possible to detect different ecological processes that occur in disturbed landscapes through the use of drones, and whether rocky outcrops and anthropized areas cause environmental filtering compared to the dominant forests in the region. We calculated whether there are phylogenetic differences through evoPCAHellinger analysis between different plant communities. Thus, evolutionary history was evaluated using the paired mean phylogenetic distance between species (MPD), the mean phylogenetic distance between their nearest neighbors (MNTD) and their standardized equivalents (ses.PDss, ses.MPD, ses.MNTD). Our work remotely detected three types of areas, anthropogenic field, canga and forest. We found phylogenetic grouping in anthropogenic field and canga areas, while phylogenetic overdispersion was observed in forest areas. We detected dissimilarity in the floristic and phylogenetic composition of plant communities between the studied areas and considerable disturbances and loss of taxonomic and phylogenetic diversity between the areas. Therefore, understanding the role of anthropogenic disturbances on communities becomes essential to enable new public policies that allow us to promote the conservation of threatened ecosystems.

Keywords: Anthropic disturbance. Phylogenetic diversity. Biodiversity conservation.

SUMÁRIO

1. <i>INTRODUÇÃO</i>	7
2. <i>MATERIAIS E MÉTODOS</i>	8
2.1. Área de Estudo	8
2.2. Delimitação e identificação dos habitats	9
2.3. Amostragem	9
2.4. Diversidade Taxonômica	10
2.5. Análise filogenética	10
3. <i>RESULTADOS</i>	11
3.1. Delimitação e identificação dos habitats	11
3.2. Diversidade Taxonômica	13
3.3. Análises filogenéticas	14
4. <i>DISCUSSÃO</i>	21
5. <i>CONCLUSÃO</i>	23
6. <i>REFERÊNCIAS</i>	24
7. <i>MATERIAL SUPLEMENTAR</i>	30
7.1. Árvore filogenética de todas as espécies	30
7.2. Árvore filogenética das espécies por área	31
7.3. Tabela das espécies do Campo antrópico	32
7.4. Tabela das espécies da Canga	34
7.5. Tabela das espécies da Floresta	38

1. INTRODUÇÃO

Os distúrbios antropogênicos nas paisagens tropicais ao longo do tempo tem se tornado uma das principais ameaças a biodiversidade global (Lewis et al. 2015), através da perda de habitat e mudanças climáticas, ocasionando transformações nos ecossistemas que reduzem diversidade taxonômica e filogenética e promovem a homogeneização biótica (Olden et al. 2004; Van Meerbeek et al. 2014; Magurran et al. 2010).

Uma importante região afetada pelas atividades antropogênicas, é a Serra do Espinhaço, composta por vegetações de Campo Rupestre que ocorrem em ecótonos de Cerrado-Mata Atlântica. Estes ecossistemas sofrem com a alteração da paisagem, colocando em risco a biodiversidade, recentes perdas foram ocasionadas pelo rompimento de barragens de reservatórios de resíduos de mineração nos municípios de Mariana e Brumadinho, ocasionando dois dos maiores desastres socioambientais da história brasileira (Garcia et al., 2016). A mineração é responsável por grandes impactos de alta relevância para a sociedade e para a saúde pública pois ocasiona alterações ambientais (Rezende, 2016).

Para a conservação da biodiversidade e para definir respostas a perturbação antrópica é necessário medir com precisão a perda de espécies, compreender a dinâmica das comunidades e os processos que mantem a diversidade de espécies (Bretzel et al. 2016; Socolar et al. 2016). Uma ferramenta central é a análise filogenética das comunidades que auxiliam na compreensão dos processos que permitem a coexistência de espécies e que governam a montagem das comunidades. Alguns desses processos são a exclusão competitiva e a filtragem ambiental (WEBB et al., 2002). Onde espécies semelhantes são impedidas de coexistir e características morfológicas ou fisiológicas são filtradas, montando a comunidade. Outra medida importante que nos auxilia a elucidar a montagem das comunidades é a diversidade beta filogenética que calcula as distâncias filogenéticas entre as comunidades, ou seja, a dissimilaridade evolutiva entre as comunidades e qual o papel dos processos ecológicos e evolutivos na estruturação da comunidade (Hard et al. 2007; Leprieur, et al. 2012; ZHANG et al. 2013).

Buscando medidas de conservação frente à alta perda de habitat ocasionada pelas atividades antrópicas examinamos os padrões de diversidade filogenética e a composição de espécies de uma reserva particular do patrimônio natural, onde investigamos se 1) é possível detectar por meio do uso de drones diferentes processos ecológicos que ocorrem na paisagem perturbada e se 2) afloramentos de rochas e áreas antropizadas causam filtragem ambiental em comparação com as florestas que dominam a paisagem da região.

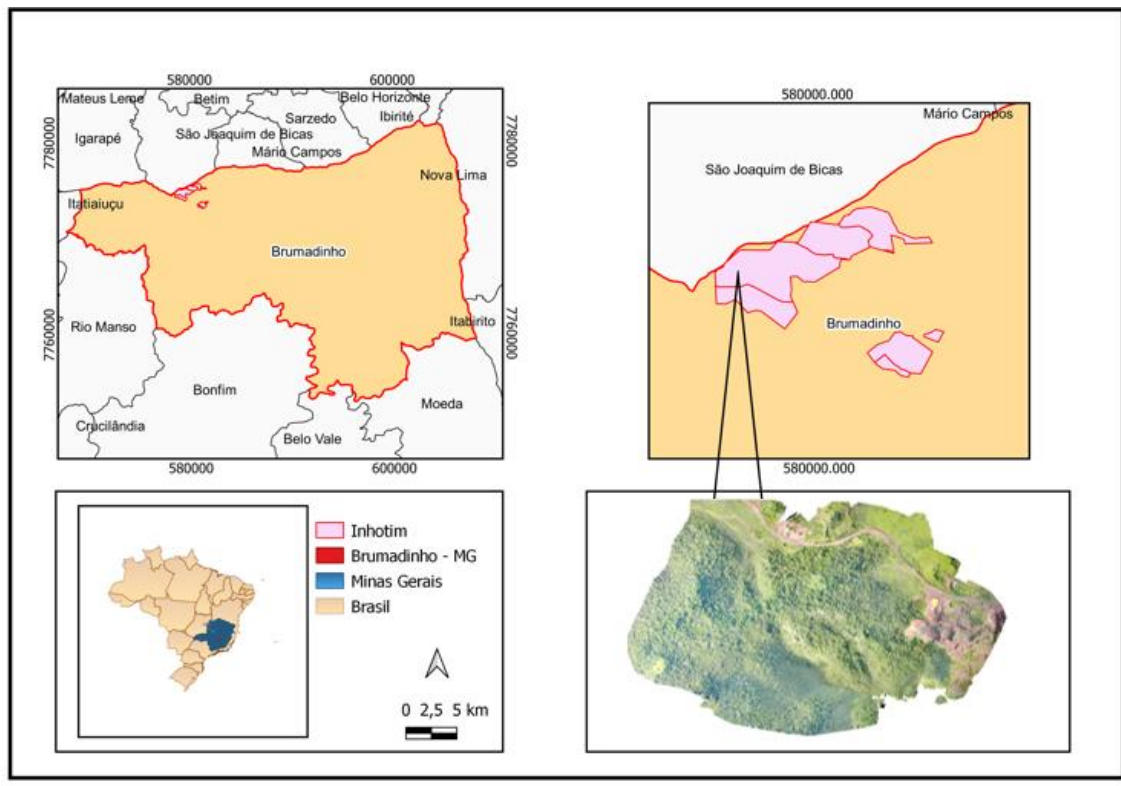
2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

Este estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) localizada em Brumadinho, no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil (20° 07'27"S, 44°14'53"W) (fig. 1). A RPPN cobre aproximadamente 250 ha, possui altitude que varia entre 725 a 1300 m e está situada em uma área de afloramento de Itabirito. Segundo a classificação climática de Koppen-Geiger, o clima da região é do tipo Aw, clima tropical de savana com estação seca no inverno. A temperatura varia de 14° a 30°C, com temperatura média anual de 21.3 °C. A pluviosidade média anual é de 1325 mm, com menor pluviosidade no inverno que no verão. A RPPN é composta por dois tipos vegetacionais, classificados como Campo Rupestre ferruginoso do tipo Canga sobre Itabirito e Floresta Estacional Semidecidual.

O município de Brumadinho está inserido no contexto da Serra do Espinhaço, em Minas Gerais. Estende-se longitudinalmente por mais de 1.000 km, tendo seu limite sul no Quadrilátero Ferrífero e o limite norte no estado da Bahia. Apresenta altitudes médias de 1.000 m. A precipitação média anual varia entre 1.250 e 1.550 mm e a temperatura média anual entre 18° e 9°C. É constituído por um conjunto montanhoso, de blocos de mosaicos naturais, nos domínios fitogeográficos de Cerrado e Mata atlântica, considerados Hotpots de biodiversidade. São encontradas formações de florestas estacionais semidecíduas, fisionomias savânicas de Cerrado e, em áreas de maiores altitudes, os Campos Rupestres (Pougy et al 2015; Fernandes et al., 2020).

1. Mapa de localização da área de estudo localizada em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil.



2.2. Delimitação e identificação dos habitats

Em parceria com a University of Münster (WWU), utilizamos um drone (veículo aéreo não tripulado) para delimitar e identificar diferentes áreas por meio do Sensoriamento Remoto. Foi utilizada uma plataforma de asa fixa, com 1.900 mm de envergadura. Possui longas asas que permitem voos longos de (> 60 min) com uma velocidade de cruzeiro de $\sim 40 \text{ km h}^{-1}$. É equipado com sistema de piloto automático de código aberto ArduPilot Mega 2.6 (APM 2.6; <http://ardupilot.com>). A técnica de sensoriamento remoto utilizada no projeto foi baseada nos requisitos propostos por Lehmann et al., (2017).

2.3. Amostragem

A amostragem foi realizada em 12 parcelas de 10m x 10m, sendo realizado 4 parcelas em cada área (campo antrópico, canga e floresta). Foram coletadas todas as

espécies pertencentes aos estratos lenhosos (arbóreo-arbustivo) e não lenhosos (herbáceo-subarbustivo). As espécies foram coletadas e identificadas usando o banco de dados REFLORA (2019). A classificação foi realizada com base no sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016).

2.4. Diversidade Taxonômica

Para a compreensão da diversidade taxonômica foram calculados a abundância e a riqueza de espécies para cada comunidade. Para se conhecer a dissimilaridade na composição florística entre os ambientes foi realizado uma análise NMDS (Non-metric multidimensional scaling), com base na matriz de distância disponível (uma matriz de Bray-Curtis) com o pacote Vegan (Oksanen et al 2019). Para testar a existência de diferença estatística significativa entre os ambientes foi realizado o teste Anosin na plataforma R.

2.5. Análise filogenética

Para a análise da diversidade filogenética foi gerada uma árvore filogenética fornecido pelo programa V. V.PhyloMaker (i.e. GBOTB.extended.tre) (Jin & Qian, 2019). Foi calculado com o pacote Picante (Kembel, 2010), o índice de Diversidade filogenética (PD). Para avaliar a estrutura filogenética das comunidades calculamos duas medidas de diversidade propostas por Webb (2000): a MPD (distância média par-a-par) e a MNND (distância média do vizinho mais próximo). Para remover a influência da riqueza de espécies foram calculados os equivalentes padronizados ses.PD, ses.MPD, ses.MNTD, com base em um modelo nulo para cada comunidade (Webb, 2000; Swenson, 2014), sendo equivalentes a -1 vezes o índice de relacionamento líquido (Net Relatedness Index-NRI) e o índice de táxon mais próximo (Nearest Taxon Index - NTI), respectivamente (Webb et al. 2002). Valores positivos de ses indicam sobredispersão filogenética, enquanto valores negativos indicam agrupamento filogenético (Webb et al. 2002). A normalidade dos dados foi testada através do Shapiro-Wilk. Para os dados normais e contínuos foram realizados o teste de variância (ANOVA) e Test T para avaliar diferenças entre os locais.

Para testar se existem diferenças na composição filogenética entre os locais, utilizamos a análise evolutiva dos componentes principais com base na distância de Hellinger (evoPCAHellinger), que equilibra a influência de nós profundos e rasos na análise de ordenação (Pavoine, 2016), que permite analisar a composição filogenética entre as comunidades (Borges, 2020).

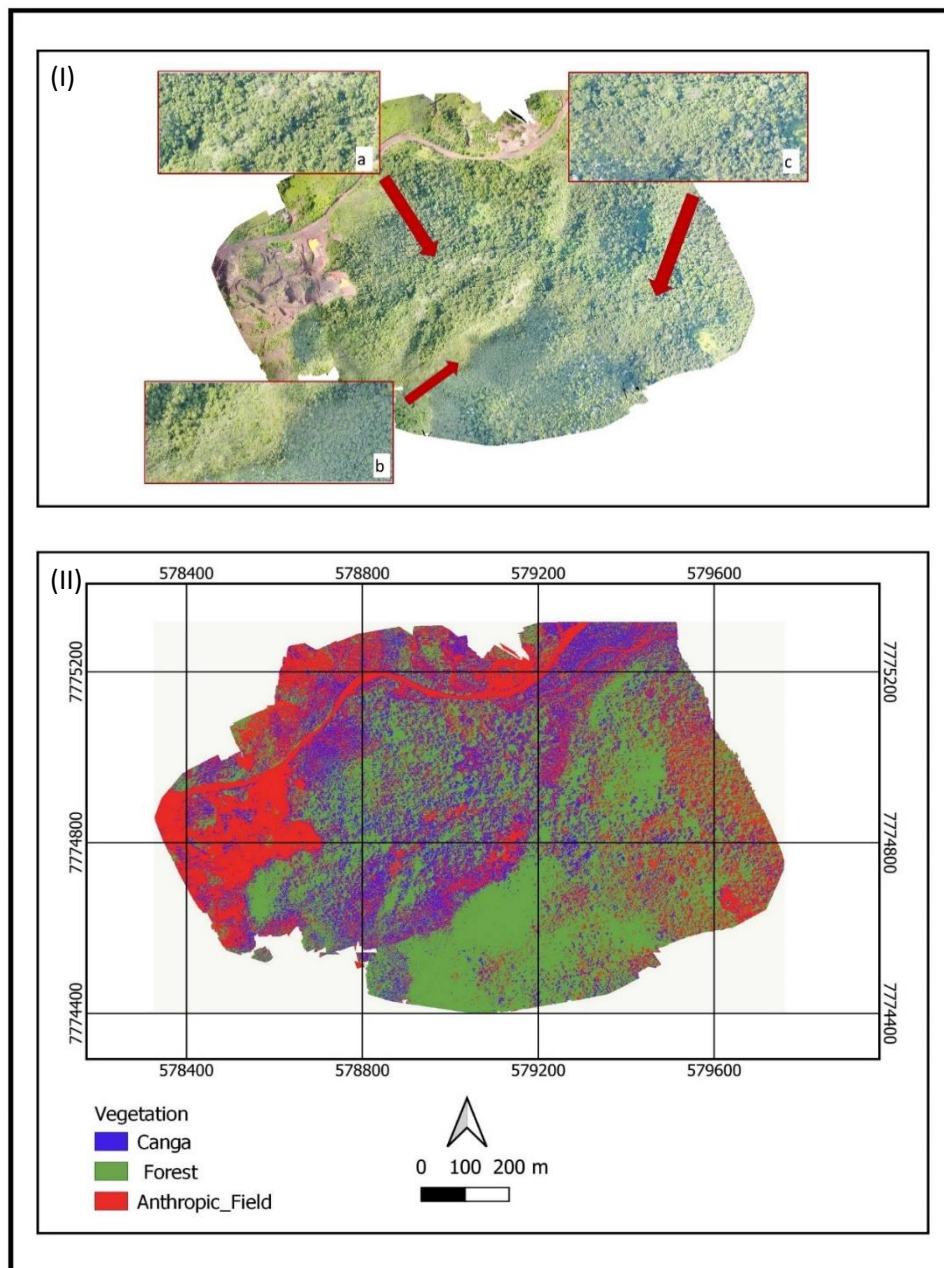
Foi realizada a filobeta-diversidade para se conhecer a dissimilaridade evolutiva entre as comunidades. As comunidades foram testadas quanto ao turnover filogenético entre elas (Leprieur *et al*, 2012). A filobeta-diversidade foi calculada usando o pacote Picante (Kembel, 2020), através das funções *comdist* e *unifrac* (Bryant *et al*. 2008) na plataforma R. O índice *unifrac* varia de 0 a 1, próximo ao 0 (duas comunidades são compostas de espécies semelhantes e, portanto, compartilham os mesmos ramos na árvore filogenética) e a 1 (duas comunidades são compostas de espécies distintas que não compartilham ramos na árvore filogenética) (Leprieur *et al*, 2012).

3. RESULTADOS

3.1. Delimitação e identificação dos habitats

Na área de estudo foi possível identificar três diferentes áreas demonstrando a viabilidade do uso de drone para identificar habitats. Temos dentro de uma reserva particular áreas que foram impactadas, provavelmente impactos associados as atividades de mineração, sendo algumas delas estradas, áreas degradadas, desmatamento e introdução de espécies exóticas. Os três tipos de habitats identificados foram denominados campo antrópico, cangas e florestas secundárias (fig. 2). A área antropizada é caracterizada por ser uma área aberta e com alta cobertura da espécie invasora *Melinos Minutiflora* P.Beauv. O arbustal possui vegetação de Campo Rupestre ferruginoso do tipo Canga, com predominância arbustiva, acima de 900 m de altitude. A floresta foi classificada como Estacional Semidecídua, com vegetações arbóreas-arbustivas, com dossel fechado e árvores de até 20m. Para corroboração dos habitats encontradas geramos uma classificação semi automática no Qgis da área de estudo (fig. 2). Como resultado obtivemos uma classificação e distinção dos três habitats.

Figura 2. Tipos de habitats encontrados na RPPN Inhotim. (I) (a) Campo Antrópico, (b) Canga, (c) Floresta. (II) Classificação supervisionada pixel a pixel da área de estudo realizada pelo complemento do Qgis SPC (Semi-Automatic Classification Plugin). Em vermelho: áreas degradadas. Em vermelho: áreas de campo antrópico. Em verde: florestas. Em azul: possíveis áreas de Canga.



3.2. Diversidade Taxonômica

Foram encontradas 169 espécies, totalizando 43 famílias e 113 gêneros. Encontramos no campo antrópico 18 famílias e 48 gêneros, sendo elas: Asteraceae, Bignoniaceae, Boraginaceae, Cannabaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Lythraceae, Malvaceae, Myrtaceae, Piperaceae, Poaceae, Polygalaceae, Rubiaceae, Rutaceae, Sapindaceae, Solanaceae, Verbenaceae. As famílias Cannabaceae, Lythraceae, Polygalaceae foram exclusivas desse local. As famílias Acanthaceae, Anacardiaceae, Annonaceae, Apocynaceae, Aquifoliaceae, Celastraceae, Clethraceae, Commelinaceae, Cyperaceae, Erythroxylaceae, Hypericaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Monimiaceae, Phyllanthaceae, Primulaceae, Polygonaceae, Sapotaceae, Siparunaceae, Smilacaceae, Vochysiaceae e Velloziaceae, não foram encontradas nesse local.

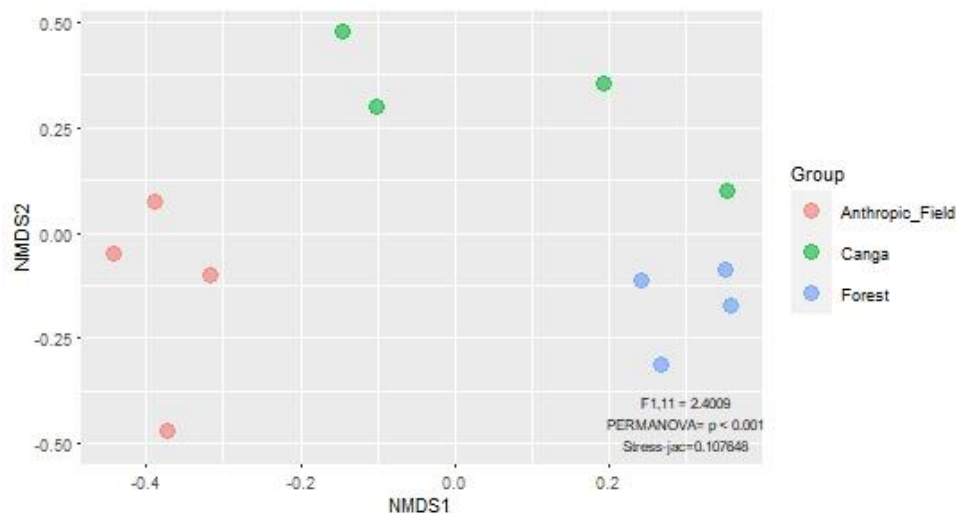
Na canga encontramos 28 famílias e 53 gêneros, composta pelas famílias: Acanthaceae, Annonaceae, Apocynaceae, Asteraceae, Bignoniaceae, Celastraceae, Clethraceae, Commelinaceae, Cyperaceae, Erythroxylaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Hypericaceae, Lamiaceae, Lauraceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Phyllanthaceae, Poaceae, Polygonaceae, Primulaceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Solanaceae, Velloziaceae, Verbenaceae, Vochysiaceae. As famílias Acanthaceae, Clethraceae, Commelinaceae, Erythroxylaceae, Hypericaceae, Phyllanthaceae, Polygonaceae, Vochysiaceae e Velloziaceae, foram exclusivas para esse habitat. As famílias Anacardiaceae, Aquifoliaceae, Boraginaceae, Cannabaceae, Lythraceae, Malvaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Piperaceae, Polygalaceae, Rutaceae, Salicaceae, Sapotaceae, Siparunaceae e Smilacaceae, não estavam presentes nesse habitat.

Na floresta encontramos 31 famílias e 56 gêneros, constituída pelas famílias: Anacardiaceae, Annonaceae, Apocynaceae, Aquifoliaceae, Bignoniaceae, Boraginaceae, Celastraceae, Cyperaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Lauraceae, Malpighiaceae, Malvaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Monimiaceae, Myrtaceae, Piperaceae, Poaceae, Primulaceae, Rubiaceae, Rutaceae, Salicaceae, Sapindaceae, Sapotaceae, Siparunaceae, Smilacaceae, Solanaceae, Verbenaceae, Vochysiaceae. As famílias Anacardiaceae, Aquifoliaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Salicaceae, Sapotaceae, Siparunaceae e Smilacaceae, foram catalogadas apenas

para esse habitat. As famílias que não foram encontradas nesse habitat foram: Acanthaceae, Asteraceae, Cannabaceae, Clethraceae, Commelinaceae, Erythroxylaceae, Hypericaceae, Lythraceae, Phyllanthaceae, Polygalaceae, Polygonaceae e Velloziaceae.

As famílias compartilhadas pelas três áreas são: Bignoniaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Myrtaceae, Poaceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Solanaceae e Verbenaceae. As famílias com maiores números de representantes foram Fabaceae (21 gêneros), Rubiaceae (10), Asteraceae (8), Poaceae (7). Os resultados encontrados no agrupamento NMDS demonstraram separação florística significativa, com separação entre os tipos de vegetação, sendo elas campo antrópico, canga e floresta (Anosim: $P < 0.0001$, fig. 3).

Figura 3. Diagrama de ordenação produzido pela análise NMDS (Escalonamento multidimensional não métrico) das três áreas (campo antrópico, em rosa; Canga, em verde; floresta, em azul).



3.3. Análises filogenéticas

O resultados de PD, MPD, MNTD, ses.PD, ses.MPD e ses.MNTD foram analisados. Os resultados da diversidade filogenética (PD), baseado na idade de especiação, obtido pela soma dos comprimentos dos braços da árvore filogenética das espécies (Faith 1992; Webb 2000), foram significativos ($P < 0.007$) (tab. 1). A

análise Tukey par a par mostrou diferença significativa entre campo antrópico e canga e, entre campo antrópico e floresta, não foi encontrado diferença significativa entre canga e floresta. As métricas MPD, MNTD e ses.MPD não apresentaram diferenças significativas entre as comunidades (tab. 1; fig. 5 e 6).

Para as métricas padronizadas ses.PD e ses.MNTD os resultados foram significativos, $P < 0.027$ e $P < 0.007$, respectivamente, indicando uma média de valores negativos para campo antrópico e canga, demonstrando que as espécies são mais próximas filogeneticamente do que o esperado ao acaso (agrupamento) (tab. 2, fig. 6). A floresta apresentou valores positivos indicando sobredispersão filogenética, onde as espécies são mais distantes filogeneticamente do que o esperado ao acaso (Webb et al. 2002).

A análise evoPCAHellinger verificou as relações filogenéticas entre as comunidades, demonstrou três gradientes de variação filogenética pelos eixos da ordenação filogenética que explicam 23.5% e 19.9 % (PC1=23.5% e PC2=19.9 %), totalizando 43.5 % da variação total, onde ancestralidade compartilhada e o ambiente compartilhado são responsáveis pelas características compartilhadas (Faith et al., 2009). Os eixos foram posicionados de acordo com suas composições filogenéticas. Os eixos separaram as parcelas em três comunidades: campo antrópico, canga e floresta (fig.4).

A filobetadiversidade, representada pela dissimilaridade beta filogenética, calculada pelo índice Unifrac, mede a história evolutiva única para cada comunidade, sendo o comprimento total do ramo exclusivo de cada comunidade em relação ao comprimento total do ramo que liga todas as espécies nas duas comunidades (Leprieur et al. 2012). A filobetadiversidade entre as comunidades demonstrou uma média de 73 % de dissimilaridade. A diversidade taxonômica apresentou uma média 94 % de dissimilaridade. A dissimilaridade filogenética foi menor que a diversidade taxonômica nas comunidades. As comunidades do campo antrópico apresentaram menor dissimilaridade entre si, compostas por espécies mais semelhantes, que compartilham o mesmo ramo filogenético. As comunidades de canga e floresta foram as mais dissimilares entre si, com espécies mais distintas que não compartilham ramos na árvore filogenética (tab. 3).

Tabela 1. Valores de PD (Phylogenetic Diversity), MPD (distância média par-a-par – mean pair wise distance), MNND (distância média do vizinho mais próximo – mean nearest neighbor distance), P (nível de significância ≤ 0.05).

Valor de P	PD			MPD		MNTD	
	P < 0.007			P < 0.208		P < 0.381	
	N de Parcelas	Media	DP	Media	DP	Media	DP
<i>Campo antrópico</i>	4	1544.36	238.28	232.08	2.4	102.51	22.43
<i>Canga</i>	4	2146.51	301.93	234.77	2.46	103.54	17.73
<i>Floresta</i>	4	2297.01	311.18	236.11	3.79	123.75	8.33

Tabela 2. Valores dos equivalentes padronizados ses. PD, ses.MPD, ses.MND, com base em um modelo nulo para cada comunidade, sendo equivalentes a -1 vezes o índice de relacionamento líquido (Net Relatedness Index-NRI) e o índice de táxon mais próximo (Nearest Taxon Index - NTI), respectivamente. P (nível de significância ≤ 0.05).

Valor de P	ses.PD			ses.MPD		ses.MNTD		
	P < 0.027			P < 0.248		P < 0.006		
	N de Parcelas	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Padrão
<i>Campo antrópico</i>	4	-1.36	0.93	-0.47	0.43	-1.57	0.80	Agrupamento
<i>Canga</i>	4	-0.78	0.79	-0.13	0.52	-0.34	0.60	Agrupamento
<i>Floresta</i>	4	0.63	0.44	0.19	0.72	1.04	0.67	Sobredispersão

Figura 4. Primeiros dois eixos (PC1 e PC2) a partir de uma análise de componentes principais com a distância de Hellinger como coeficiente de dissimilaridade (evoPCAHellinger), mostrando a distribuição das parcelas de acordo com a composição filogenética das 12 parcelas amostradas. O círculo azul representa o campo antrópico, o amarelo a canga e cinza a floresta.

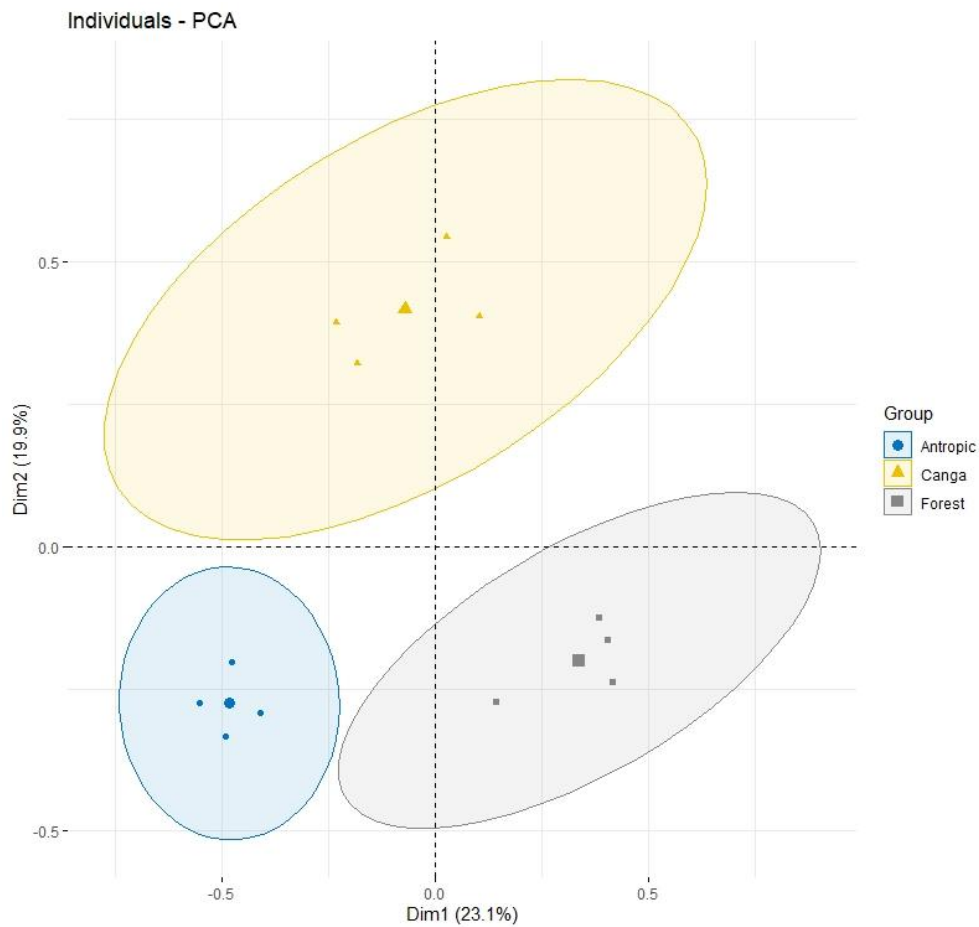
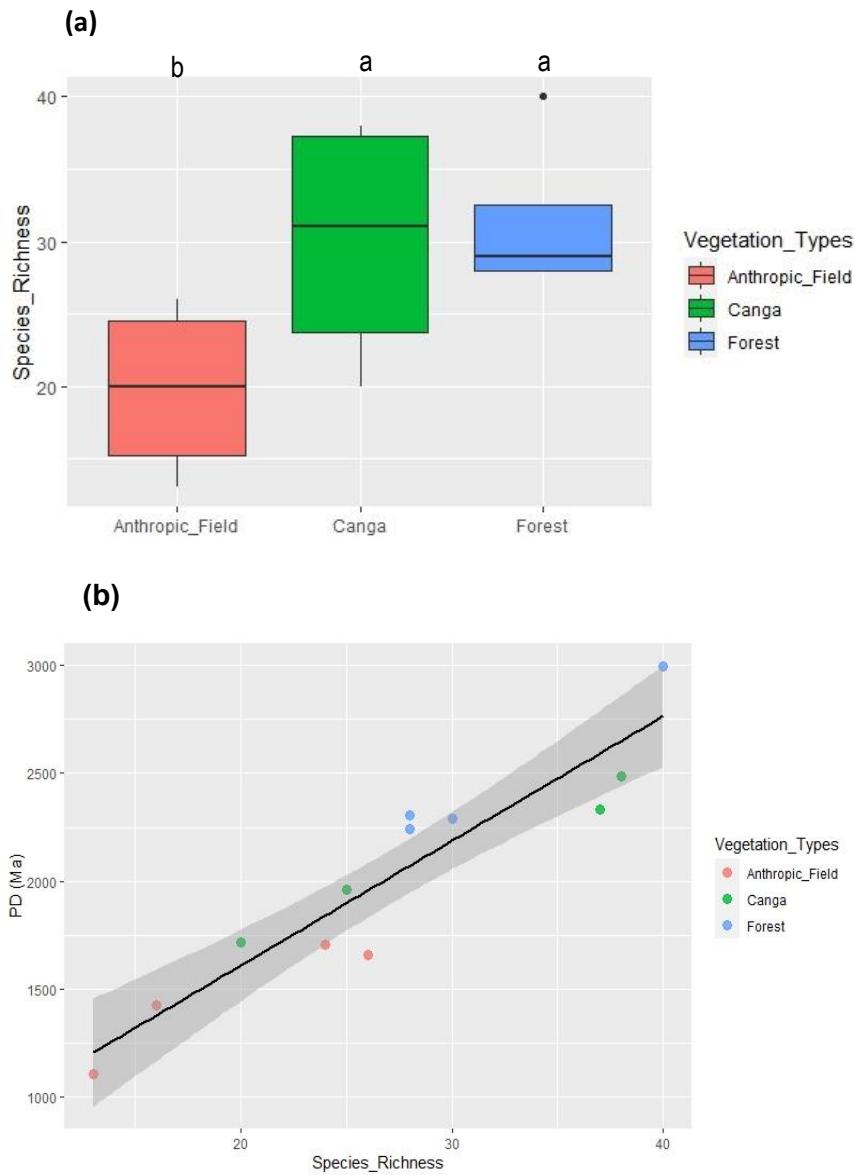


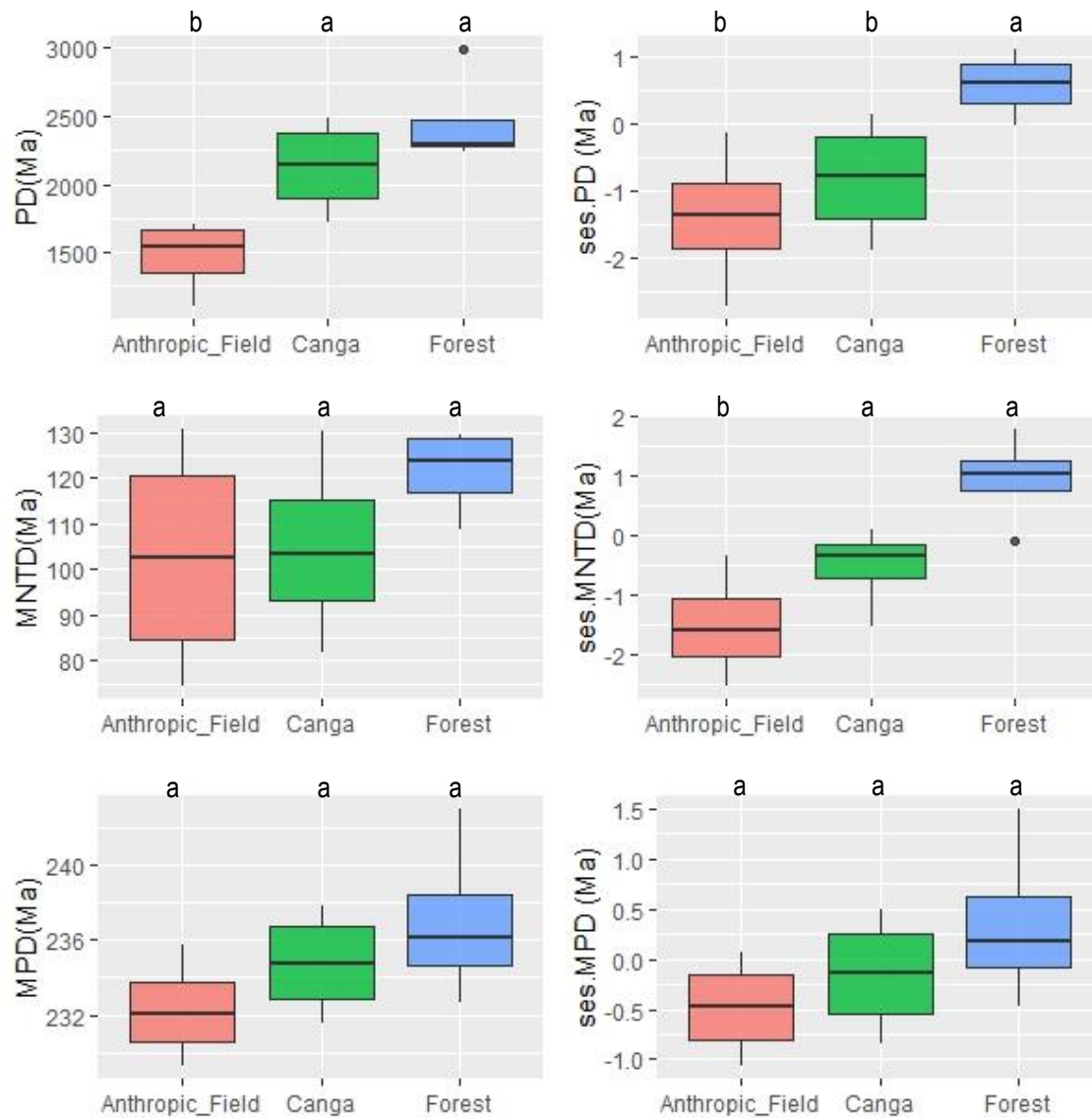
Tabela 3. Índice de dissimilaridade Unifrac entre as áreas: campo antrópico, canga e floresta. Abaixo da diagonal, índice Unifrac da diversidade beta filogenética. Acima na diagonal, referente a diversidade beta taxonômica. Em negrito dissimilaridade > 60%. (A) campo antrópico, (B) canga, (C) floresta.

	A_1	A_2	A_3	A_4	B_5	B_6	B_7	B_8	C_9	C_10	C_11	C_12
A_1	-	0.62	0.78	0.81	0.99	0.97	0.97	0.98	0.98	0.97	0.98	0.98
A_2	0.54	-	0.97	0.69	0.99	0.99	0.98	0.92	0.98	0.82	0.82	0.81
A_3	0.68	0.66	-	0.98	1.00	0.99	0.98	0.99	0.99	0.86	0.91	0.84
A_4	0.65	0.49	0.69	-	1.00	0.98	0.97	0.94	1.00	0.81	0.81	0.81
B_5	0.81	0.84	0.86	0.85	-	0.89	0.68	0.91	0.88	0.70	0.74	0.70
B_6	0.73	0.81	0.80	0.82	0.55	-	0.92	0.81	0.98	0.76	0.79	0.79
B_7	0.78	0.83	0.86	0.85	0.49	0.71	-	0.88	0.60	0.69	0.72	0.65
B_8	0.70	0.76	0.78	0.70	0.58	0.52	0.60	-	0.98	0.73	0.73	0.75
C_9	0.75	0.78	0.77	0.80	0.76	0.78	0.71	0.74	-	0.62	0.68	0.54
C_10	0.81	0.96	0.99	0.98	0.90	0.96	0.86	0.94	0.81	-	0.52	0.68
C_11	0.84	0.96	1.00	0.97	0.93	0.95	0.90	0.91	0.85	0.47	-	0.75
C_12	0.79	0.99	1.00	1.00	0.87	0.95	0.58	0.96	0.54	0.45	0.56	-

Figura 5. (A) Riqueza de espécies por comunidade, (B) Relação entre diversidade filogenética sensu stricto e riqueza de espécies.



6. Variação na diversidade filogenética (PD), a distância filogenética média entre as espécies (MPD), a distância média mais próxima do táxon (MNTD) e seus equivalentes padronizados para a riqueza de espécies (ses.PD, ses.MPD, ses.MNTD). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os valores médios (Teste de Tukey; $P < 0,05$).



4. DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboraram nossas hipóteses iniciais de que é possível detectar por meio do uso de drones diferentes processos ecológicos que ocorrem em paisagens perturbadas e os afloramentos de rochas e áreas antropizadas causam filtragem ambiental em comparação com as florestas que dominam a paisagem da região. Nossa área de estudo apresenta composições e estruturas diferentes, tanto taxonômica quanto filogenética. Sendo possível detectar dois processos ecológicos que envolvem filtragem ambiental por distúrbio ou estresse. O campo antrópico e a canga sofrem filtragem ambiental em relação a floresta, uma causada por distúrbio (campo antrópico) e outra por estresse (Canga).

O campo antrópico do nosso estudo é caracterizado por áreas mais abertas, altamente dominados por espécies exóticas, sendo a *Melinis minutiflora* uma espécie que possui alta representatividade na cobertura das áreas amostradas. O campo antrópico apresentou padrão de agrupamento filogenético demonstrando que as espécies são mais próximas filogeneticamente do que o esperado ao acaso (Webb et al. 2002), com comunidades de menor dissimilaridade entre si, compostas por espécies mais semelhantes, que compartilham o mesmo ramo filogenético. O campo antrópico apresenta uma alta razão de troca entre as espécies em comparação com as florestas e a Canga, ainda assim há perdas altamente significativas ocasionadas pelos distúrbios antrópicos. A *Melinis minutiflora* é uma espécie exótica agressiva capaz de impactar a biodiversidade, podendo diminuir a riqueza, a diversidade e promover a uniformidade das espécies (homogeneização biótica) (Hejda et al., 2009). Além disso, é relatada como uma espécie que está relacionada a promoção de incêndios, resultando em esgotamento de plantas nativas e a aceleração da entrada de Nitrogênio no solo, favorecendo o crescimento e propagação de gramíneas exóticas e inibe a recuperação de espécies nativas (Bustamante et al., 2012; Ribeiro et al., 2017).

O campo antrópico apresentou menor diversidade filogenética, sendo composto por 18 famílias. As famílias Cannabaceae, Lythraceae, Polygalaceae foram exclusivas desse local. Dos clados encontrados, 25 não estavam presentes nas áreas de campo antrópico, sendo elas Acanthaceae, Anacardiaceae, Annonaceae, Apocynaceae, Aquifoliaceae, Celastraceae, Clethraceae, Commelinaceae,

Cyperaceae, Erythroxyloideae, Hypericaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Monimiaceae, Phyllanthaceae, Primulaceae, Polygonaceae, Sapotaceae, Siparunaceae, Smilacaceae, Vochysiaceae e Velloziaceae.

O Campo Rupestre sobre Canga, caracterizado por espécies herbáceo-arbustivas, associados a afloramentos de rocha ricas em ferro, é um ecossistema altamente ameaçado pelas atividades antrópicas, principalmente pela atividade minerária. A Canga possui uma alta riqueza e apresenta agrupamento filogenético, demonstrando ser um habitat em que há mais linhagens especializadas que dominam um ambiente mais peculiar. Sendo assim apresentou filtragem por estresse, onde o solo é muito raso e existe uma limitação grande de água e nutrientes, que contém muitas espécies e linhagens endêmicas adaptadas a esse habitat (Silveira et al., 2016). As espécies foram dissimilares entre si, com espécies mais distintas que não compartilham ramos na árvore filogenética, sendo composta por 28 famílias. As famílias exclusivas desse habitat foram: Acanthaceae, Clethraceae, Commelinaceae, Erythroxyloideae, Hypericaceae, Phyllanthaceae, Polygonaceae, Vochysiaceae e Velloziaceae. As 15 famílias que não foram encontradas para esse habitat foram: Anacardiaceae, Aquifoliaceae, Boraginaceae, Cannabaceae, Lythraceae, Malvaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Piperaceae, Polygalaceae, Rutaceae, Salicaceae, Sapotaceae, Siparunaceae e Smilacaceae.

O Campo Rupestre é hoje um mosaico no ecotono de dois hotspots brasileiros, O Cerrado e a Mata Atlântica (Jacobi et al., 2007), altamente impactados pelas atividades humanas, além de possuir a Canga como ecossistema ameaçado de extinção. As Cangas na nossa área de estudo é cercada por florestas estacionais semidecíduais, um ecossistema altamente diverso também ameaçado pelas atividades antrópicas, pela sua perda e fragmentação (Rocha et al., 2017). Na floresta encontramos 31 famílias, sendo mais dissimilares entre si, com espécies mais distintas que não compartilham ramos na árvore filogenética. As famílias Anacardiaceae, Aquifoliaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Salicaceae, Sapotaceae, Siparunaceae e Smilacaceae, foram catalogadas apenas para esse habitat. Não foram encontrados nesse habitat 12 clados, sendo eles Acanthaceae, Asteraceae, Cannabaceae, Clethraceae, Commelinaceae, Erythroxyloideae, Hypericaceae, Lythraceae, Phyllanthaceae, Polygalaceae, Polygonaceae e Velloziaceae.

Portanto, os filtros ambientais são fatores importantes na estruturação dessas comunidades através do distúrbio ou estresse. Os distúrbios antrópicos causam grandes prejuízos a diversidade taxonômica e filogenética na vegetação. Nosso trabalho elucidou a importância dos estudos dessas áreas para a implementação de políticas públicas que visem a conservação e o manejo dessas áreas prioritárias para conservação.

5. CONCLUSÃO

Nosso trabalho permitiu detectar diferentes processos ecológicos que ocorrem na paisagem perturbada. Esses habitats se mostraram diferentes do ponto de vista florístico, filogenético e de processos ecológicos. As comunidades campo antrópico e a canga sofreram filtragem ambiental e apresentaram padrões de agrupamento filogenético enquanto as florestas que dominam a paisagem local foram sobredispersas. Sendo que os processos ecológicos detectados foram filtragem ambiental por estresse e distúrbio, associadas a Canga e Campo antrópicos, respectivamente.

Os três habitats apresentaram clados exclusivos, o campo antrópico apresentou três clados (Cannabaceae, Lythraceae, Polygalaceae); A canga apresentou 9 clados (Acanthaceae, Clethraceae, Commelinaceae, Erythroxylaceae, Hypericaceae, Phyllanthaceae, Polygonaceae, Vochysiaceae e Velloziaceae); e a floresta apresentou 8 clados (Anacardiaceae, Aquifoliaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Salicaceae, Sapotaceae, Siparunaceae e Smilacaceae).

O distúrbio pode ocasionar perda de espécies e linhagens filogenéticas, uma vez que os ecossistemas estão se tornando cada vez mais afetados pelas atividades antrópicas, um dos principais fatores atuais da extinção de espécies, sendo capazes de modificar a diversidade taxonômica e filogenética. Portanto, o estudo do funcionamento do ecossistema tem se tornado fundamental para a conservação da biodiversidade mediante políticas públicas e privadas que promovam a conscientização da importância dessas áreas a conservação da biodiversidade.

6. REFERÊNCIAS

- Alvarenga, J.; Vitzilaios, NI; Valavanis, KP; Rutherford, MatthewJ. Survey of Unmanned Helicopter Model-Based Navigation and Control Techniques. *J Intell Robot Syst* 80, 87–138 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10846-014-0143-5>.
- Borges, E.R., Dexter, K.G., Bueno, M.L., Pontara, Vanessa., Carvalho, F.A. (2020). The evolutionary diversity of urban forests depends on their land-use history. *Urban Ecosyst*, 23, 631–643. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00938-y>
- Bretzel, F., Vannucchi, F., Romano, D., Malorgio, F., Benvenuti, S., & Pezzarossa, B. (2016). Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening—A review. *Urban forestry & urban greening*, 20, 428-436. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.008>
- Bryant, J. A., Lamanna, C., Morlon, H., Kerkhoff, A. J., Enquist, B. J., & Green, J. L. (2008). Microbes on mountainsides: contrasting elevational patterns of bacterial and plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105 (Supplement 1), 11505-11511. <https://doi.org/10.1073/pnas.0801920105>
- Buisson, E.; Le Stradic, S.; Silveira, F. A.; Durigan, G.; Overbeck, G. E.; Fidelis, A.; Alvarado, S. T. (2019). Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94(2), 590-609. <https://doi.org/10.1111/brv.12470>
- Bustamante, M.M.C., de Brito, D.Q., Kozovits, A.R., Luedemann, G., de Mello, T. R., de Siqueira Pinto, A., et al. (2012). Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecol* 213, 795–808. <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0042-4>
- Congedo, L. 2016 “Semi-Automatic Classification Plugin Documentation” Available at: <http://fromgistors.blogspot.com.br/p/semi-automatic-classificationplugin.html>
- Dos Santos Vergilio, C., Lacerda, D., de Oliveira, B. C. V., Sartori, E., Campos, G. M., de Souza Pereira, A. L., et al. (2020). Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). *Scientific reports*, 10(1), 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>

Fernandes, G. W., Arantes-Garcia, L., Barbosa, M., Barbosa, N. P., Batista, E. K., Beiroz, W.; Alves, N. J. (2020). Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2020, ISSN 2530-0644. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.004>.

Fernandes, G. W.; Arantes-Garcia, L.; Barbosa, M.; Barbosa, N. P.; Batista, E. K.; Beiroz, W.; Alves, N. J. et al. (2020). Biodiversity and ecosystem services in the Campo Rupestre: A road map for the sustainability of the hottest Brazilian biodiversity hotspot. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.004>.

Ferreira, F. F., Duca de Freitas, M. B., Szinwelski, N., Vicente, N., Medeiros, L. C. C., Reynaud Schaefer, C. E. G., et al. (2020). Impacts of the Samarco tailing dam collapse on metals and arsenic concentration in freshwater fish muscle from Doce River, southeastern Brazil. *Integrated Environmental Assessment and Management*. <https://doi.org/10.1002/ieam.4289>

Ginocchio, R. O. S. A. N. N. A., & Baker, A. J. (2004). Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77 (1), 185-194. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2004000100014>

Hardy, O. J., & Senterre, B. (2007). Characterizing the phylogenetic structure of communities by an additive partitioning of phylogenetic diversity. *Journal of Ecology*, 95(3), 493-506. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01222.x>

Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of ecology*, 97(3), 393-403. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x>

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, Anne. 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. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

- J.S. Mattos, M.G.G. Camargo, L.P.C. Morellato, M.A. Batalha.(2019).Plant phylogenetic diversity of tropical mountaintop rocky grasslands: local and regional constraints. *Plant Ecol.*, 220,pp. 1119-1129, 10.1007/s11258-019-00982-5
- Jacobi, C. M., & do Carmo, F. F. (2008). The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(4), 324-326. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[324:TCOIOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[324:TCOIOT]2.0.CO;2)
- Jacobi, C. M., Do Carmo, F. F., Vincent, R. C., & Stehmann, J. R. (2007). Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 16(7), 2185-2200. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8>
- LEHMANN, Jan R. K. et al. (2017). Open-Source Processing and Analysis of Aerial Imagery Acquired with a Low-Cost Unmanned Aerial System to Support Invasive Plant Management. *Front. Environ.*
- Leprieur, F., Albouy, C., De Bortoli, J., Cowman, P. F., Bellwood, D. R., & Mouillot, D. (2012). Quantifying phylogenetic beta diversity: distinguishing between ‘true’turnover of lineages and phylogenetic diversity gradients. *PloS one*, 7 (8), e42760. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042760>
- Lewis, S. L., Edwards, D. P., & Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250), 827-832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- Lozupone, C., & Knight, R. (2005). UniFrac: a new phylogenetic method for comparing microbial communities. *Applied and environmental microbiology*, 71 (12), 8228-8235. <https://doi.org/10.1128/aem.71.12.8228-8235.2005>
- Magurran, A. E., & Dornelas, M. (2010). Biological diversity in a changing world. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 365 (1558), 3593–3597. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0296>

Mechi, A., & Sanches, D. L. (2010). Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. *Estudos avançados*, 24(68), 209-220. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100016>

Mehta, V. K., Sullivan, P. J., Walter, M. T., Krishnaswamy, J., & DeGloria, S. D. (2008). Ecosystem impacts of disturbance in a dry tropical forest in southern India. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology*, 1(2), 149-160. <https://doi.org/10.1002/eco.14>

Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology & evolution*, 19(1), 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>

Palma, E., Catford, J. A., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Hahs, A. K., McCarthy, M. A., et al. (2017). Functional trait changes in the floras of 11 cities across the globe in response to urbanization. *Ecography*, 40(7), 875-886. <https://doi.org/10.1111/ecog.02516>

Pougy, Nina; Verdi, Marcio; Martins, Eline; Loyola, Rafael; Martinelli, Gustavo. (2015). Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional.

Ribeiro, P. C., Menendez, E., da Silva, D. L., Bonieck, D., Ramírez-Bahena, M. H., Resende-Stoianoff, M. A., et al. (2017). Invasion of the Brazilian campo rupestre by the exotic grass *Melinis minutiflora* is driven by the high soil N availability and changes in the N cycle. *Science of the Total Environment*, 577, 202-211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.162>

Rocha, M. J. R. D., Cupertino-Eisenlohr, M. A., Leoni, L. S., Silva, A. G. D., & Nappo, M. E. (2017). Floristic and ecological attributes of a Seasonal Semideciduous Atlantic Forest in a key area for conservation of the Zona da Mata region of Minas Gerais State, Brazil. *Hoehnea*, 44(1), 29-43. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-38/2016>

Ruchkys, Ú. A., & Machado, M. M. M. (2013). Patrimônio geológico e mineiro do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais—Caracterização e iniciativas de uso para educação e geoturismo. *Boletim Paranaense de Geociências*, 70. <http://dx.doi.org/10.5380/geo.v70i0.31541>

Salvador, G. N., Leal, C. G., Brejão, G. L., Pessali, T. C., Alves, C. B. M., Rosa, G. R., (2020). Mining activity in Brazil and negligence in action. *Perspectives in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.003>

Silva, T. C. D., Campos, L. Z. D. O., Balée, W., Medeiros, M. F. T., Peroni, N., & Albuquerque, U. P. (2019). Human impact on the abundance of useful species in a protected area of the Brazilian Cerrado by people perception and biological data. *Landscape Research*, 44(1), 75-87. <https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1396304>

Silveira, F. A. O., Negreiros, D., Barbosa, N. P. U., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., et al. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403, 129–152. doi: 10.1007/s11104-015-2637-8

Soares, L. A. S. S., Cazetta, E., Santos, L. R., França, D. D. S., & Gaiotto, F. A. (2019). Anthropogenic Disturbances Eroding the Genetic Diversity of a Threatened Palm Tree: A Multiscale Approach. *Frontiers in genetics*, 10, 1090. <https://doi.org/10.3389/fgene.2019.01090>

Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution*, 31(1), 67-80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>

Teixeira WA, Lemos-Filho JP (2002). Fatores edáficos e a colonização de espécies lenhosas em uma cava de mineração de ferro em Itabirito, Minas Gerais. *Rev Árvore* 26:25–33

Van Meerbeek, K., Helsen, K. & Hermy, M. Impact of land-use intensity on the conservation of functional and phylogenetic diversity in temperate semi-natural plant communities. *Biodivers Conserv* 23, 2259–2272 (2014). <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0720-8>

Varajão, C. A. C., Salgado, A. A. R., Varajão, A. F. D. C., Braucher, R., Colin, F., & Nalini Jr, H. Á. (2009). Estudo da evolução da paisagem do Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais, Brasil) por meio da mensuração das taxas de erosão (^{10}Be) e da pedogênese. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(5), 1409-1425. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000500032>

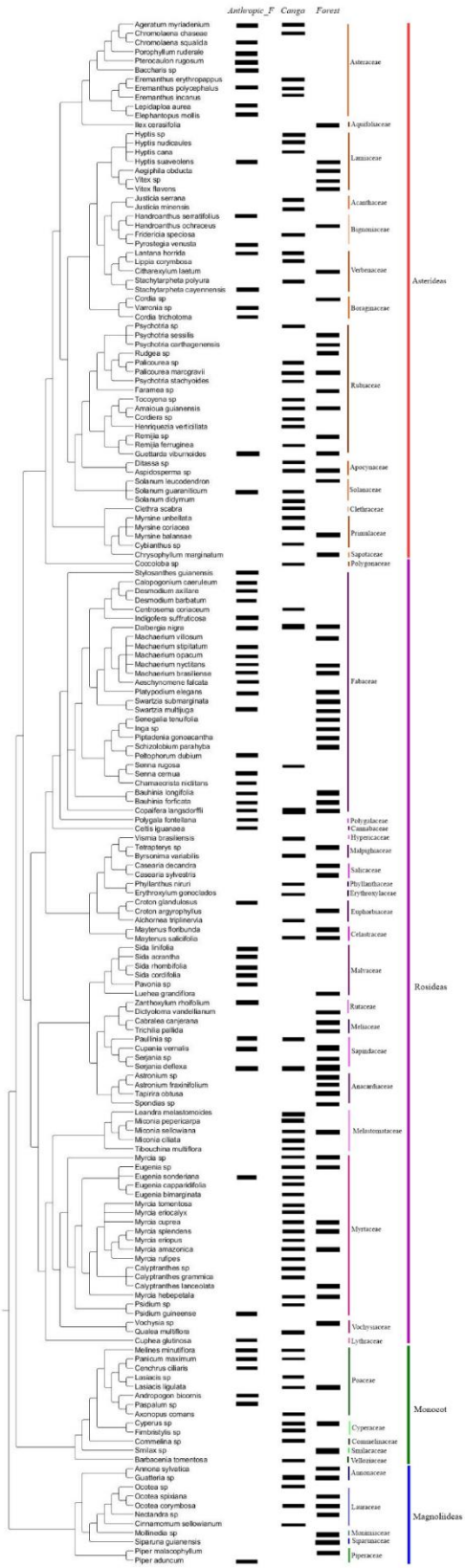
Webb, C. O. (2000). Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist*, 156(2), 145-155. <https://doi.org/10.1086/303378>

Webb, C. O., & Donoghue, M. J. (2005). Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. *Molecular ecology notes*, 5(1), 181-183. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00829.x>

ZHANG, J. L., Swenson, N. G., CHEN, S. B., LIU, X. J., LI, Z. S., HUANG, J. H., (2013). Phylogenetic beta diversity in tropical forests: implications for the roles of geographical and environmental distance. *Journal of Systematics and Evolution*, 51(1), 71-85. <https://doi.org/10.1111/j.1759-6831.2012.00220.x>

Zorger, B. B., Tabarelli, M., de Queiroz, R. T., Rosado, B. H., & Pinho, B. X. (2019). Functional organization of woody plant assemblages along precipitation and human disturbance gradients in a seasonally dry tropical forest. *Biotropica*, 51(6), 838-850. <https://doi.org/10.1111/btp.12721>

7.2. Árvore filogenética das espécies por área



7.3. Tabela das espécies do Campo antrópico

Species	Genus	Family
<i>Aeschynomene falcata</i>	<i>Aeschynomene</i>	Fabaceae
<i>Ageratum myriadenium</i>	<i>Ageratum</i>	Asteraceae
<i>Andropogon bicornis</i>	<i>Andropogon</i>	Poaceae
<i>Baccharis sp</i>	<i>Baccharis</i>	Asteraceae
<i>Bauhinia forficata</i>	<i>Bauhinia</i>	Fabaceae
<i>Bauhinia longifolia</i>	<i>Bauhinia</i>	Fabaceae
<i>Calopogonium caeruleum</i>	<i>Calopogonium</i>	Fabaceae
<i>Celtis iguanaea</i>	<i>Celtis</i>	Cannabaceae
<i>Cenchrus ciliaris</i>	<i>Cenchrus</i>	Poaceae
<i>Chamaecrista nictitans</i>	<i>Chamaecrista</i>	Fabaceae
<i>Chromolaena squalida</i>	<i>Chromolaena</i>	Asteraceae
<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera</i>	Fabaceae
<i>Cordia trichotoma</i>	<i>Cordia</i>	Boraginaceae
<i>Croton glandulosus</i>	<i>Croton</i>	Euphorbiaceae
<i>Cupania vernalis</i>	<i>Cupania</i>	Sapindaceae
<i>Cuphea glutinosa</i>	<i>Cuphea</i>	Lythraceae
<i>Dalbergia nigra</i>	<i>Dalbergia</i>	Fabaceae
<i>Desmodium axillare</i>	<i>Desmodium</i>	Fabaceae
<i>Desmodium barbatum</i>	<i>Desmodium</i>	Fabaceae
<i>Elephantopus mollis</i>	<i>Elephantopus</i>	Asteraceae

<i>Eremanthus polycephalus</i>	<i>Eremanthus</i>	Asteraceae
<i>Eugenia sonderiana</i>	<i>Eugenia</i>	Myrtaceae
<i>Guettarda viburnoides</i>	<i>Guettarda</i>	Rubiaceae
<i>Handroanthus serratifolius</i>	<i>Handroanthus</i>	Bignoniaceae
<i>Hyptis suaveolens</i>	<i>Hyptis</i>	Lamiaceae
<i>Indigofera suffruticosa</i>	<i>Ilex</i>	Aquifoliaceae
<i>Lantana horrida</i>	<i>Justicia</i>	Acanthaceae
<i>Machaerium brasiliense</i>	<i>Luehea</i>	Malvaceae
<i>Machaerium nyctitans</i>	<i>Machaerium</i>	Fabaceae
<i>Machaerium opacum</i>	<i>Machaerium</i>	Fabaceae
<i>Machaerium stipitatum</i>	<i>Machaerium</i>	Fabaceae
<i>Melines minutiflora</i>	<i>Maytenus</i>	Celastraceae
<i>Panicum maximum</i>	<i>Palicourea</i>	Rubiaceae
<i>Paspalum sp</i>	<i>Panicum</i>	Poaceae
<i>Paullinia sp</i>	<i>Paspalum</i>	Poaceae
<i>Pavonia sp</i>	<i>Paullinia</i>	Sapindaceae
<i>Peltophorum dubium</i>	<i>Pavonia</i>	Malvaceae
<i>Piper aduncum</i>	<i>Phyllanthus</i>	Phyllanthaceae
<i>Platypodium elegans</i>	<i>Piptadenia</i>	Fabaceae
<i>Polygala fontellana</i>	<i>Platypodium</i>	Fabaceae
<i>Porophyllum ruderale</i>	<i>Polygala</i>	Polygalaceae
<i>Psidium guineense</i>	<i>Porophyllum</i>	Asteraceae

<i>Pterocaulon rugosum</i>	<i>Psychotria</i>	Rubiaceae
<i>Pyrostegia venusta</i>	<i>Pterocaulon</i>	Asteraceae
<i>Senna cernua</i>	<i>Senegalia</i>	Fabaceae
<i>Serjania deflexa</i>	<i>Senna</i>	Fabaceae
<i>Sida acrantha</i>	<i>Serjania</i>	Sapindaceae
<i>Sida cordifolia</i>	<i>Sida</i>	Malvaceae
<i>Sida linifolia</i>	<i>Sida</i>	Malvaceae
<i>Solanum guaraniticum</i>	<i>Solanum</i>	Solanaceae
<i>Stylosanthes guianensis</i>	<i>Stachytarpheta</i>	Verbenaceae
<i>Swartzia multijuga</i>	<i>Stylosanthes</i>	Fabaceae
<i>Varronia sp</i>	<i>Trichilia</i>	Meliaceae
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	<i>Zanthoxylum</i>	Rutaceae

7.4. Tabela das espécies da Canga

Species	Genus	Family
<i>Ageratum myriadenium</i>	<i>Ageratum</i>	Asteraceae
<i>Alchornea triplinervia</i>	<i>Alchornea</i>	Euphorbiaceae
<i>Amaioua guianensis</i>	<i>Amaioua</i>	Rubiaceae
<i>Aspidosperma sp</i>	<i>Aspidosperma</i>	Apocynaceae
<i>Axonopus comans</i>	<i>Axonopus</i>	Poaceae

<i>Barbacenia tomentosa</i>	<i>Barbacenia</i>	Velloziaceae
<i>Byrsonima variabilis</i>	<i>Byrsonima</i>	Malpighiaceae
<i>Calyptranthes grammica</i>	<i>Calyptranthes</i>	Myrtaceae
<i>Calyptranthes sp</i>	<i>Calyptranthes</i>	Myrtaceae
<i>Centrosema coriaceum</i>	<i>Centrosema</i>	Fabaceae
<i>Chromolaena chaseae</i>	<i>Chromolaena</i>	Asteraceae
<i>Cinnamomum sellowianum</i>	<i>Cinnamomum</i>	Lauraceae
<i>Clethra scabra</i>	<i>Clethra</i>	Clethraceae
<i>Coccoloba sp</i>	<i>Coccoloba</i>	Polygonaceae
<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera</i>	Fabaceae
<i>Cordia sp</i>	<i>Cordia</i>	Boraginaceae
<i>Cordia sp</i>	<i>Cordia</i>	Rubiaceae
<i>Cybianthus sp</i>	<i>Cybianthus</i>	Primulaceae
<i>Cyperus sp</i>	<i>Cyperus</i>	Cyperaceae
<i>Dalbergia nigra</i>	<i>Dalbergia</i>	Fabaceae
<i>Ditassa sp</i>	<i>Ditassa</i>	Apocynaceae
<i>Eremanthus erythropappus</i>	<i>Eremanthus</i>	Asteraceae
<i>Eremanthus incanus</i>	<i>Eremanthus</i>	Asteraceae
<i>Eremanthus polycephalus</i>	<i>Eremanthus</i>	Asteraceae
<i>Erythroxylum gonocladus</i>	<i>Erythroxylum</i>	Erythroxylaceae

<i>Eugenia bimarginata</i>	<i>Eugenia</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia capparidifolia</i>	<i>Eugenia</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia sonderiana</i>	<i>Eugenia</i>	Myrtaceae
<i>Eugenia sp</i>	<i>Eugenia</i>	Myrtaceae
<i>Fimbristylis sp</i>	<i>Fimbristylis</i>	Cyperaceae
<i>Fridericia speciosa</i>	<i>Fridericia</i>	Bignoniaceae
<i>Guatteria sp</i>	<i>Guatteria</i>	Annonaceae
<i>Henriquezia verticillata</i>	<i>Henriquezia</i>	Rubiaceae
<i>Hyptis cana</i>	<i>Hyptis</i>	Lamiaceae
<i>Hyptis nudicaules</i>	<i>Hyptis</i>	Lamiaceae
<i>Hyptis sp</i>	<i>Hyptis</i>	Lamiaceae
<i>Justicia minensis</i>	<i>Justicia</i>	Acanthaceae
<i>Justicia serrana</i>	<i>Justicia</i>	Acanthaceae
<i>Lantana horrida</i>	<i>Lantana</i>	Verbenaceae
<i>Lasiacis ligulata</i>	<i>Lasiacis</i>	Poaceae
<i>Lasiacis sp</i>	<i>Lasiacis</i>	Poaceae
<i>Leandra melastomoides</i>	<i>Leandra</i>	Melastomataceae
<i>Lippia corymbosa</i>	<i>Lippia</i>	Verbenaceae
<i>Maytenus salicifolia</i>	<i>Maytenus</i>	Celastraceae
<i>Melina minutiflora</i>	<i>Melina</i>	Poaceae
<i>Miconia ciliata</i>	<i>Miconia</i>	Melastomataceae
<i>Miconia pepericarpa</i>	<i>Miconia</i>	Melastomataceae
<i>Miconia sellowiana</i>	<i>Miconia</i>	Melastomataceae

<i>Mollinedia sp</i>	<i>Mollinedia</i>	Monimiaceae
<i>Myrcia amazonica</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia cuprea</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia eriocalyx</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia eriopus</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia hebeptala</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia rufipes</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia sp</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia splendens</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia tomentosa</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrsine unbellata</i>	<i>Myrsine</i>	Primulaceae
<i>Ocotea corymbosa</i>	<i>Ocotea</i>	Lauraceae
<i>Ocotea sp</i>	<i>Ocotea</i>	Lauraceae
<i>Palicourea marcgravii</i>	<i>Palicourea</i>	Rubiaceae
<i>Palicourea sp</i>	<i>Palicourea</i>	Rubiaceae
<i>Panicum maximum</i>	<i>Panicum</i>	Poaceae
<i>Paullinia sp</i>	<i>Paullinia</i>	Sapindaceae
<i>Phyllanthus niruri</i>	<i>Phyllanthus</i>	Phyllanthaceae
<i>Psidium sp</i>	<i>Psidium</i>	Myrtaceae
<i>Psychotria sp</i>	<i>Psychotria</i>	Rubiaceae
<i>Psychotria stachyoides</i>	<i>Psychotria</i>	Rubiaceae
<i>Senna rugosa</i>	<i>Senna</i>	Fabaceae
<i>Serjania deflexa</i>	<i>Serjania</i>	Sapindaceae
<i>Solanum didymum</i>	<i>Solanum</i>	Solanaceae

<i>Solanum guaraniticum</i>	<i>Solanum</i>	Solanaceae
<i>Stachytarpheta polyura</i>	<i>Stachytarpheta</i>	Verbenaceae
<i>Tibouchina multiflora</i>	<i>Tibouchina</i>	Melastomataceae
<i>Tocoyena sp</i>	<i>Tocoyena</i>	Rubiaceae
<i>Vismia brasiliensis</i>	<i>Vismia</i>	Hypericaceae

7.5. Tabela das espécies da Floresta

Species	Genus	Family
<i>Aegiphila obducta</i>	<i>Aegiphila</i>	Lamiaceae
<i>Amaioua guianensis</i>	<i>Amaioua</i>	Rubiaceae
<i>Annona sylvatica</i>	<i>Annona</i>	Annonaceae
<i>Aspidosperma sp</i>	<i>Aspidosperma</i>	Apocynaceae
<i>Astronium fraxinifolium</i>	<i>Astronium</i>	Anacardiaceae
<i>Astronium sp</i>	<i>Astronium</i>	Anacardiaceae
<i>Bauhinia forficata</i>	<i>Bauhinia</i>	Fabaceae
<i>Bauhinia longifolia</i>	<i>Bauhinia</i>	Fabaceae
<i>Cabralea canjerana</i>	<i>Cabralea</i>	Meliaceae
<i>Calyptranthes lanceolata</i>	<i>Calyptranthes</i>	Myrtaceae
<i>Casearia decandra</i>	<i>Casearia</i>	Salicaceae
<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Casearia</i>	Salicaceae

<i>Chrysophyllum marginatum</i>	<i>Chrysophyllum</i>	Sapotaceae
<i>Citharexylum laetum</i>	<i>Citharexylum</i>	Verbenaceae
<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera</i>	Fabaceae
<i>Cordia sp</i>	<i>Cordia</i>	Boraginaceae
<i>Croton argyrophyllus</i>	<i>Croton</i>	Euphorbiaceae
<i>Cupania vernalis</i>	<i>Cupania</i>	Sapindaceae
<i>Cyperus sp</i>	<i>Cyperus</i>	Cyperaceae
<i>Dalbergia nigra</i>	<i>Dalbergia</i>	Fabaceae
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	<i>Dyctioloma</i>	Rutaceae
<i>Eugenia sp</i>	<i>Eugenia</i>	Myrtaceae
<i>Faramea sp</i>	<i>Faramea</i>	Rubiaceae
<i>Guatteria sp</i>	<i>Guatteria</i>	Annonaceae
<i>Guettarda viburnoides</i>	<i>Guettarda</i>	Rubiaceae
<i>Handroanthus ochraceus</i>	<i>Handroanthus</i>	Bignoniaceae
<i>Hyptis suaveolens</i>	<i>Hyptis</i>	Lamiaceae
<i>Ilex cerasifolia</i>	<i>Ilex</i>	Aquifoliaceae
<i>Inga sp</i>	<i>Inga</i>	Fabaceae
<i>Luehea grandiflora</i>	<i>Luehea</i>	Malvaceae
<i>Machaerium brasiliense</i>	<i>Machaerium</i>	Fabaceae
<i>Machaerium nyctitans</i>	<i>Machaerium</i>	Fabaceae
<i>Machaerium villosum</i>	<i>Machaerium</i>	Fabaceae
<i>Maytenus floribunda</i>	<i>Maytenus</i>	Celastraceae

<i>Maytenus salicifolia</i>	<i>Maytenus</i>	Celastraceae
<i>Miconia sellowiana</i>	<i>Miconia</i>	Melastomataceae
<i>Mollinedia sp</i>	<i>Mollinedia</i>	Monimiaceae
<i>Myrcia amazonica</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia cuprea</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia hebeptala</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia sp</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrcia splendens</i>	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae
<i>Myrsine balansae</i>	<i>Myrsine</i>	Primulaceae
<i>Nectandra sp</i>	<i>Nectandra</i>	Lauraceae
<i>Ocotea corymbosa</i>	<i>Ocotea</i>	Lauraceae
<i>Ocotea spixiana</i>	<i>Ocotea</i>	Lauraceae
<i>Palicourea marcgravii</i>	<i>Palicourea</i>	Rubiaceae
<i>Piper malacophyllum</i>	<i>Piper</i>	Piperaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	<i>Piptadenia</i>	Fabaceae
<i>Platypodium elegans</i>	<i>Platypodium</i>	Fabaceae
<i>Psychotria carthagenensis</i>	<i>Psychotria</i>	Rubiaceae
<i>Psychotria sessilis</i>	<i>Psychotria</i>	Rubiaceae
<i>Remijia sp</i>	<i>Remijia</i>	Rubiaceae
<i>Rudgea sp</i>	<i>Rudgea</i>	Rubiaceae
<i>Schizolobium parahyba</i>	<i>Schizolobium</i>	Fabaceae
<i>Senegalia tenuifolia</i>	<i>Senegalia</i>	Fabaceae

<i>Serjania deflexa</i>	<i>Serjania</i>	Sapindaceae
<i>Serjania sp</i>	<i>Serjania</i>	Sapindaceae
<i>Siparuna guianensis</i>	<i>Siparuna</i>	Siparunaceae
<i>Smilax sp</i>	<i>Smilax</i>	Smilacaceae
<i>Solanum leucodendron</i>	<i>Solanum</i>	Solanaceae
<i>Spondias sp</i>	<i>Spondias</i>	Anacardiaceae
<i>Swartzia multijuga</i>	<i>Swartzia</i>	Fabaceae
<i>Swartzia submarginata</i>	<i>Swartzia</i>	Fabaceae
<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Tapirira</i>	Anacardiaceae
<i>Tetrapteryx sp</i>	<i>Tetrapteryx</i>	Malpighiaceae
<i>Trichilia pallida</i>	<i>Trichilia</i>	Meliaceae
<i>Vitex flavens</i>	<i>Vitex</i>	Lamiaceae
<i>Vitex sp</i>	<i>Vitex</i>	Lamiaceae
<i>Vochysia sp</i>	<i>Vochysia</i>	Vochysiaceae