



**DIEGO TEIXEIRA GIRARDELLI**

**DINÂMICA E DISTRIBUIÇÃO DE UMA COMUNIDADE  
ARBÓREA DE INSELBERG**

**LAVRAS – MG**

**2021**

**DIEGO TEIXEIRA GIRARDELLI**

**DINÂMICA E DISTRIBUIÇÃO DE UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE  
INSELBERG**

TCC apresentado à Universidade Federal de  
Lavras, como parte das exigências do Curso de  
Engenharia Florestal, para a obtenção do título de  
Bacharel.

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos

**LAVRAS – MG**

**2021**

**DIEGO TEIXEIRA GIRARDELLI**

**DINÂMICA E DISTRIBUIÇÃO DE UMA COMUNIDADE ARBÓREA DE  
INSELBERG**

**DYNAMICS AND DISTRIBUTION OF AN ARBORAL COMMUNITY IN  
INSELBERG**

TCC apresentado à Universidade Federal de  
Lavras, como parte das exigências do Curso de  
Engenharia Florestal, para a obtenção do título de  
Bacharel.

APROVADA em 07 de maio de 2021.

Dr. Rubens Manoel dos Santos.

Me. André Maciel da Silva.

Me. Loarena Leal Cruz.

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos

Orientador

**LAVRAS – MG**

**2021**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à minha família pelo apoio incondicional: minha querida mãe Bete e meu irmão Thiago. Aos meus primos Pablo, Tássio e Gilvana e à Tia Inês.

À minha noiva e companheira Mariana por estar sempre ao meu lado me apoiando, nos momentos bons e nos momentos difíceis.

Aos amigos de república Mateus, Olívia, Jean, Maraísa e Magno.

Aos colegas do curso de Engenharia Florestal por dividir essa longa caminhada.

Ao professor Rubens Manoel dos Santos, pela disposição, orientação e ensinamento.

A todos os colegas do Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva pela prática da ciência, tanto nas reuniões e discussões, quanto na prática do campo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa de iniciação científica.

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Ciências Florestais, pela oportunidade e apoio.

## RESUMO

A dinâmica e a distribuição das comunidades arbóreas são determinadas pela sua história evolutiva e pela heterogeneidade do habitat onde se encontram e em maior escala pelas mudanças climáticas. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo analisar, através da estrutura de uma comunidade arbórea localizada em um inselberg, a dinâmica da substituição das espécies mais representativas dessa comunidade e dos habitats que constituem essa comunidade. O estudo foi conduzido em Coqueiral, sul de Minas Gerais, com o resultado de inventários realizados nos anos de 2006, 2011 e 2019. A comunidade foi dividida em três ambientes distintos: Mata Ciliar, Corredor e Inselberg, onde foram mensurados todos os indivíduos com  $DAP \geq 5,0$  cm. Para avaliar a dinâmica da substituição das espécies mais representativas foram usados os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal da comunidade: riqueza, área basal e densidade absoluta; diagramas de Venn para a análise do compartilhamento de espécies ao longo dos intervalos dentro de cada ambiente e entre os ambientes; distribuição diamétrica da comunidade e ambientes; e tabela com as dez espécies de maior valor de cobertura e sua dinâmica de ranqueamento ao longo das medições, além de especificar qual índice - (A) abundância e (B) biomassa – mais influenciou no ranqueamento da espécie. Foi observada a redução dos parâmetros fitossociológicos ao longo do tempo, tanto na comunidade quanto nos ambientes que a constitui. Houve também redução no número de espécies compartilhadas entre os três ambientes, com destaque para a grande quantidade de espécies exclusivas do primeiro inventário no ambiente inselberg, fato que pode estar relacionado com as mudanças nos índices de temperatura e precipitação na região nos últimos anos. A comunidade apresentou avanço no estágio sucessional com aumento do número de espécies nas classes de diâmetro superiores e redução nas classes inferiores. A substituição, hierarquia e os índices de influência (A) e (B) das espécies mais representativas ao longo do tempo foi constante na comunidade e variou nos ambientes nela inseridos, deixando claro as diferentes estratégias adotadas pelas espécies na colonização e estabelecimento nos diferentes ambientes.

**Palavras-chave:** Representatividade de espécies; Heterogeneidade ambiental; Variação temporal.

## ABSTRACT

The dynamics and distribution of tree communities are determined by their evolutionary history and the heterogeneity of the habitat in which they are found and to a greater extent by climate change. In this sense, the present work aimed to analyze, through the structure of an arboreal community located in an inselberg, the dynamics of replacing the most representative species of that community and the habitats that constitute that community. The study was conducted in Coqueiral, south of Minas Gerais, with the result of inventories carried out in the years 2006, 2011 and 2019. The community was divided into three distinct environments: Mata Ciliar, Corredor and Inselberg, where all individuals with  $DBH \geq 5.0$  cm. To evaluate the dynamics of substitution of the most representative species, the phytosociological parameters of the horizontal structure of the community were used: richness, basal area and absolute density; Venn diagrams for the analysis of species sharing along the intervals within each environment and between environments; diametric distribution of the community and environments; and table with the ten species with the highest coverage value and their ranking dynamics throughout the measurements, in addition to specifying which index - (A) abundance and (B) biomass - most influenced the ranking of the species. A reduction in phytosociological parameters has been observed over time, both in the community and in the environments that constitute it. There was also a reduction in the number of species shared between the three environments, with emphasis on the large number of species exclusive to the first inventory in the inselberg environment, a fact that may be related to changes in the temperature and precipitation rates in the region in recent years. The community advanced in the successional stage with an increase in the number of species in the upper diameter classes and a reduction in the lower classes. The substitution, hierarchy and influence indexes (A) and (B) of the most representative species over time was constant in the community and varied in the environments inserted in it, making clear the different strategies adopted by the species in colonization and establishment in the different environments.

**Keywords:** Species representativeness; Environmental heterogeneity; Temporal variation.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>7</b>
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>8</b>
<b>Área de estudo.....</b>	<b>8</b>
<b>Análise de dados.....</b>	<b>8</b>
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>10</b>
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>17</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>21</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A dinâmica de uma comunidade arbórea varia ao longo do tempo devido a fatores bióticos e abióticos, explícitos por parâmetros como mortalidade, recrutamento, aumento e redução da biomassa e pela substituição de espécies (ROITMAN et al., 2016; TILMAN, 2004). A disponibilidade de recursos afeta diretamente essa dinâmica, criando nichos específicos onde determinados grupos de espécies colonizam e se desenvolvem com maior ou menor facilidade, utilizando estratégias variadas para o sucesso evolutivo da espécie, que modifica, ao longo do tempo, a estrutura dos habitats e conseqüentemente gera variações na estrutura da comunidade (MCDOWELL et al., 2020; PULLA et al., 2017).

A heterogeneidade ambiental caracterizada por gradientes ambientais de profundidade e tipos de solo, temperatura, precipitação e altitude, ligada a processos evolutivos e mudanças nos nichos, promove diferentes estratégias de colonização e estabelecimento das espécies ao longo do tempo (MAIA et al., 2020; SANTOS et al., 2020; SOUZA et al., 2021).

Afloramentos rochosos são exemplos de heterogeneidade ambiental por funcionarem como ilhas terrestres de diversidade e por serem constituídos de diferentes tipos de habitats, o que produz um gradiente ambiental em pequena escala espacial, mas que influencia as comunidades além de seus limites, configurando um ambiente de grande potencial ecológico para preservação e conservação da biodiversidade local (MENINO et al., 2015; POREMBSKI, 2007).

Inselbergs são afloramentos rochosos que surgem como monolíticos isolados em uma matriz vegetacional, que funcionam como ilhas terrestres, formados principalmente por rochas grani-gnaiss. São ambientes que abrigam espécies tolerantes à dessecação, com alta taxa de insolação, grande amplitude térmica e sua superfície rochosa é uma barreira ecológica para retenção de água e sementes, caracterizado por baixa riqueza de espécies em comparação com as matrizes onde estão inseridos, funcionando como ilhas terrestres com grande heterogeneidade ambiental, afetados diretamente por fatores abióticos (MENINO et al., 2015; PIRES et al., 2014; POREMBSKI; BARTHLOTT, 2000).

Em nosso estudo, procuramos responder às seguintes questões: (i) A composição florística das espécies mais representativas de uma comunidade arbórea varia ao longo do tempo? (ii) Se sim, essa variação na composição dessas espécies é diferente na comunidade e nos ambientes dentro da comunidade? (iii) Se sim, quais estratégias utilizadas pelas espécies

para se tornarem representativas nos ambientes e na comunidade? Para responder às questões propusemos as seguintes hipóteses: (i) Não há substituição das espécies mais representativas da comunidade ao longo do tempo (ii) A colonização das espécies depende da disponibilidade de recursos em cada nicho e da capacidade adaptativa de cada espécie, portanto pode haver diferença na dinâmica de substituição das espécies mais representativas na comunidade e em cada ambiente ao longo do tempo (iii) Podem existir diferentes estratégias de colonização na comunidade, a primeira consiste em investir em número de indivíduos e a segunda, investir em biomassa. Com isso, o objetivo desse estudo foi entender a dinâmica da substituição de espécies em uma comunidade arbórea, analisando quais as estratégias adotadas pelas espécies mais representativas ao longo do tempo.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudo**

A área de estudo está localizada na cidade de Coqueiral, sul de Minas Gerais, Brasil (21°09'19" S e 45°28'17" W), em uma área de inselberg. De acordo com a classificação de Koppen o clima regional é Cwb, com verões quentes e úmidos e inverno seco (ALVARES et al., 2013) a média de precipitação de 1428,22 mm e temperatura média de 20,05 °C..

Ao todo foram realizados três inventários, nos anos de 2006, 2011 e 2019. Foram alocadas 20 parcelas distribuídas em três ambientes distintos de acordo com o gradiente de profundidade do solo, 6 parcelas de 10x40m na Mata ciliar (MC), ambiente com solo profundo, disponibilidade de água e matéria orgânica, 9 parcelas de 10x40m no Corredor (CO), ambiente localizado nas linhas de drenagem, na transição entre a mata ciliar e o inselberg e 5 parcelas de 20x20m no Inselberg (IN), ambiente de afloramento rochoso de granito-gnaiss com alta radiação solar e grandes variações de temperatura, baixa quantidade de nutrientes e solo raso ou inexistente, totalizando uma área de 0,8ha. (FIGURA 1). Nas parcelas foram mensurados todos os indivíduos com CAP (circunferência a altura do peito a 1,30m) maior ou igual que 15,7cm (PIRES et al., 2014). A diferença na quantidade e formato das parcelas do inselberg em relação aos outros ambientes se deve à restrição na distribuição espacial do mesmo.

### **2.2. Análise de dados**

Para testar a hipótese levantada, foi utilizada a estrutura horizontal da comunidade como método, para a análise dos seguintes dados:

- Parâmetros fitossociológicos: riqueza (S), índice de Shannon (H'), equabilidade de Pielou (J), densidade absoluta (DA) e área basal (AB). Esses parâmetros foram calculados baseados nas seguintes fórmulas:

$$H' = - \sum ni \cdot \ln(pi) \quad J = \frac{H'}{\ln(S)}$$

$$DA = \frac{ni}{A} \quad AB = \sum gi$$

Onde  $pi$  é o número de indivíduos da espécie na amostra,  $A$  é a área em hectare,  $gi$  é a área basal do indivíduo e  $S$  o número de espécies amostradas.

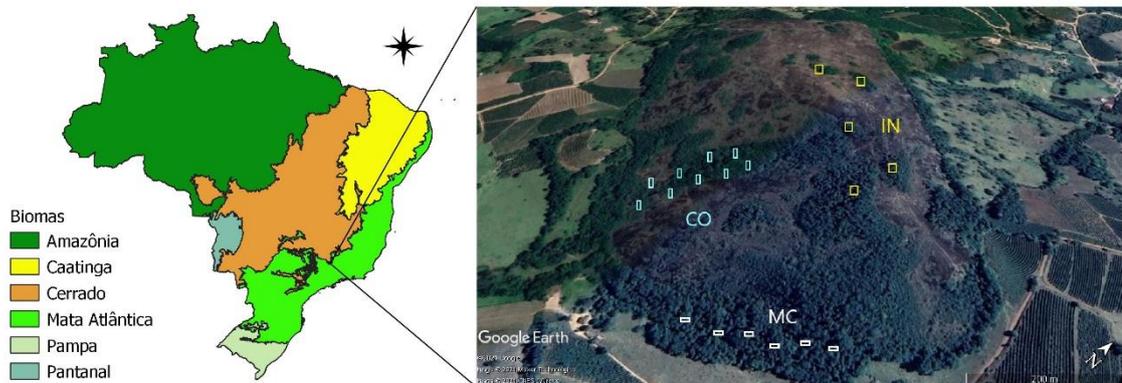
- Diagramas de Venn: identificação do compartilhamento de espécies em cada ambiente ao longo dos anos e em cada ano de inventário por ambiente;
- Gráficos de distribuição de frequência diamétrica: análise dos estágios sucessionais de cada ambiente e da comunidade;
- Tabela de substituição de espécies: análise ao longo do tempo e dos ambientes, utilizando as dez espécies com maior Valor de Cobertura (VC), índice calculado a partir da soma dos parâmetros fitossociológicos Densidade Relativa (DR) e Dominância Relativa (DoR), e identificando qual parâmetro fitossociológico mais contribuiu no ranqueamento dessas espécies, Abundância (**A**) relacionado à Densidade Relativa (DR) ou Biomassa (**B**) relacionado à Dominância Relativa.

$$DR = \frac{DA}{\sum DA} * 100 \quad DoA = \frac{gi}{A} \quad DoR = \frac{DoA}{\sum DoA} * 100$$

$$VC = \frac{DR + DoR}{2}$$

Todas as análises contemplaram a comunidade e os ambientes pertencentes a comunidade.

Figura 1. Localização da área de estudo.



Fonte: Google Earth adaptado pelo autor (2021)

### 3. RESULTADOS

Os três ambientes que compõem a comunidade apresentaram características particulares no que diz respeito a parâmetros fitossociológicos como densidade absoluta e área basal, riqueza de espécies e composição florística. Apesar dessa distinção entre ambientes, os parâmetros como, riqueza e densidade absoluta diminuíram em todos eles, caracterizado pela redução do número de indivíduos ao longo do tempo. Ao longo do período de monitoramento a riqueza de espécies seguiu uma tendência de redução na comunidade (167 espécies em 2006, 160 em 2011 e 154 em 2019), na mata ciliar (82 espécies em 2006, 84 em 2011 e 77 em 2019), no corredor (104 espécies em 2006, 100 em 2011 e 95 em 2019) e no inselberg (66 espécies em 2006, 49 em 2011 e 50 em 2019), sendo que a maior taxa de redução foi no inselberg (24%). (TABELA 1).

Tabela 1 - Parâmetros fitossociológicos da comunidade e ambientes.

Ambientes	Comunidade					MC					CO					IN				
	S	DA	AB	H'	J	S	DA	AB	H'	J	S	DA	AB	H'	J	S	DA	AB	H'	J
2006	167a	1577.5a	21.76a	4.47	0.87	82a	1187.5a	6.78a	3.89	0.88	104a	1661.11a	10.55a	4.07	0.87	66a	1895a	4.43a	3.66	0.87
2011	160b	1367.5b	20.85a	4.41	0.87	84a	1179.16a	7.24a	3.92	0.88	100ab	1505.56b	10.03a	4.00	0.87	49b	1345b	3.57a	3.39	0.87
2019	154b	1305b	21.67a	4.35	0.86	77a	1029.2b	6.95a	3.87	0.89	95b	1477.8b	10.87a	3.92	0.86	50b	1325b	3.84b	3.36	0.86

Legenda: (S) Riqueza; (H') Índice de Shannon; (J) Equabilidade de Pielou; (DA) Densidade absoluta; (AB) Área Basal; (MC) Mata ciliar, (CO) Corredor e (IN) Inselberg.

Fonte: do autor (2021)

Diferente dos parâmetros fitossociológicos, o número de espécies exclusivas de cada ambiente ao longo do tempo, apresentou um comportamento distinto em cada um deles, se manteve estável no corredor (44 espécies em 2006, 44 em 2011 e 42 em 2019), aumentou na mata ciliar (41 espécies em 2006, 46 em 2011 e 43 em 2019) e diminuiu no inselberg (15 espécies em 2006, 9 em 2011 e 12 em 2019). O número de espécies compartilhadas pelos três ambientes também diminuiu ao longo do tempo (18 espécies em 2006, 12 em 2011 e 11 em 2019), caindo de 10,8% para 7,1% do número total de espécies encontrada em cada inventário. Nos três inventários, foram encontradas 179 espécies na comunidade, das quais 143 estiveram em todas as medições e o número de espécies exclusivas de cada inventário diminuiu ao longo do tempo (13 espécies em 2006, 3 em 2011 e 4 em 2019). (FIGURA 2).

Na mata ciliar e no corredor grande parte das espécies constaram nos três inventários (83% das espécies na mata ciliar e 80,9% no corredor). Já no inselberg esse número diminuiu consideravelmente, 67,3% das espécies ocorreram nos três inventários. Com isso, poucas espécies foram encontradas em apenas um inventário na mata ciliar (3 espécies em 2006, 2 em 2011 e 1 em 2019) e no corredor (6 espécies em 2006, 1 em 2011 e 3 em 2019). Logo, no inselberg foi observado comportamento oposto, onde 22,1% das espécies do inventário de 2006 não ocorreram novamente no ambiente, em contraste com os inventários seguintes (nenhuma espécie em 2001 e 2 espécies em 2019). (FIGURA 3).

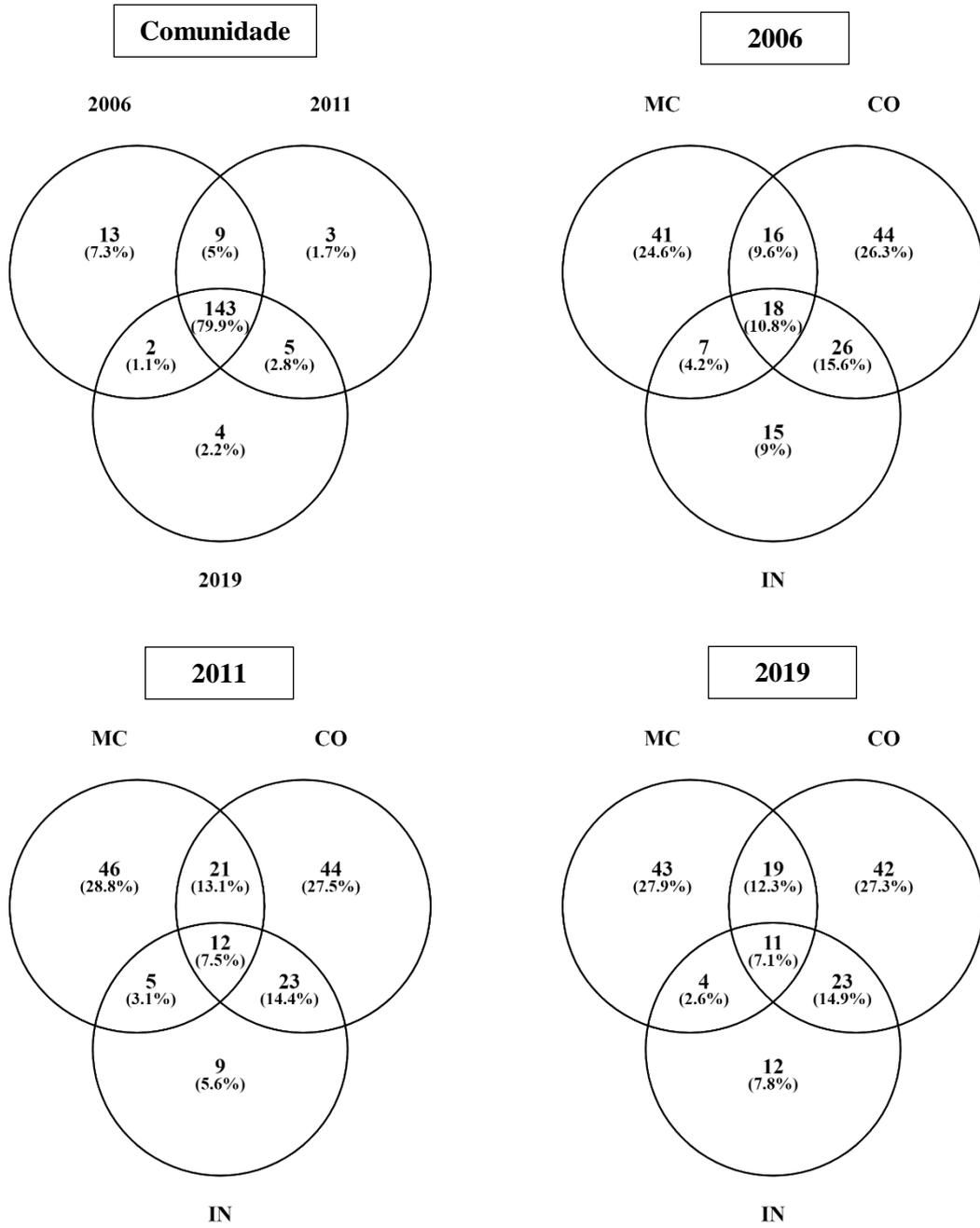
Tabela 2. Espécies específicas de cada inventário por ambiente.

	MC	CO	IN
2006	<i>Psidium cattleianum</i> Sabina	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.
	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.
		<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	<i>Eugenia florida</i> DC.
		<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek
		<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.
			<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.
			<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.
			<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg
			<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns
			<i>Psidium guajava</i> L.
			<i>Qualea cordata</i> Spreng.
			<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.
		<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	
		<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	
2011	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	<i>Psidium rufum</i> Mart. exDC.	
	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.		
2019	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	<i>Faramea latifolia</i> (Cham. & Schldtl.) DC.
		<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	<i>Qualea cryptantha</i> (Spreng.) Warm.
		<i>Styrax leprosum</i> Hook. & Am.	

Legenda: (MC) Mata ciliar, (CO) Corredor e (IN) Inselberg.

Fonte: do autor (2021)

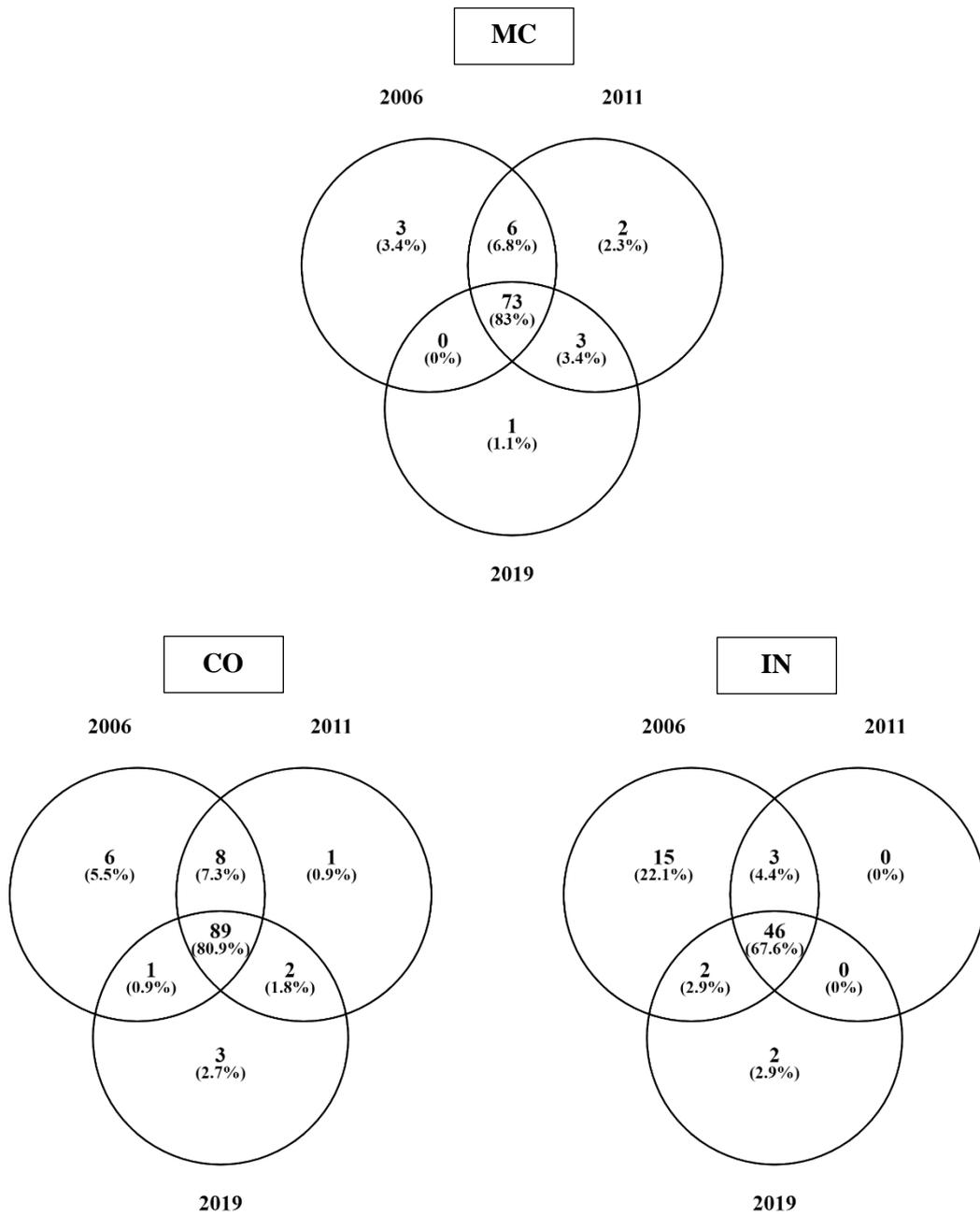
Figura 2. Diagrama de Venn da riqueza de espécies na comunidade e em cada ambiente por inventário.



Legenda: (MC) Mata ciliar, (CO) Corredor e (IN) Inselberg.

Fonte: do autor (2021)

Figura 3. Diagrama de Venn da riqueza de espécies em cada inventário por ambiente.



Legenda: (MC) Mata ciliar, (CO) Corredor e (IN) Inselberg.

Fonte: do autor (2021)

Houve redução no número de espécies exclusivas de cada inventário ao longo do tempo em todos os ambientes, porém, no primeiro inventário, esse número foi muito alto no inselberg em comparação com os outros ambientes e ao longo do tempo no próprio inselberg (15 espécies exclusivas em 2006, nenhuma em 2011 e 2 em 2019). (TABELA 2).

Nesse ambiente, a família com maior redução no número de espécies foi Myrtaceae (4 espécies), Rubiaceae (3 espécies) e Vochysiaceae (3 espécies).

As taxas de substituição das dez espécies de maior valor de cobertura não seguiram um padrão e variaram entre os ambientes e na comunidade. No primeiro intervalo não houve substituição de espécies na comunidade, enquanto nos ambientes essa taxa foi de 10% na mata ciliar, 10% no corredor e 20% no inselberg. No segundo intervalo, a taxa de substituição na comunidade e na mata ciliar foi de 10%, no corredor 30% e no inselberg não houve substituição entre as dez espécies de maior valor de cobertura. (TABELA 3).

Tabela 3. Taxa de substituição das dez espécies de maior VC (Valor de Cobertura).

	Comunidade	MC	CO	IN
<b>2006 – 2011</b>	0%	10%	10%	20%
<b>2011 – 2019</b>	10%	10%	30%	0%

Legenda: (MC) Mata ciliar, (CO) Corredor e (IN) Inselberg.

Fonte: do autor (2021)

No ranqueamento das dez espécies com maior valor de cobertura, o maior número de mudanças na hierarquia das espécies ocorreu no inselberg, onde foi observado que, tanto as espécies substituídas como as que ingressaram na lista foram influenciadas pela abundância (A). Nas primeiras posições da lista ocorreram poucas mudanças na hierarquia dos ambientes e da comunidade, a espécie *Copaifera langsdorffii* Desf. apareceu na lista em todos os ambientes e em todos os inventários, assim como a espécie *Eugenia acutata* Miq. que também entrou na lista em todos os ambientes e inventários, exceto no corredor nos inventários de 2006 e 2011. (TABELA 4).

Nos demais ambientes pôde-se observar também, a manutenção das espécies mais representativas como *Croton floribundus* Spreng., *Bathysa australis* (A.St.-Hil.) K.Schum. e *Platycyamus regnellii* Benth. na mata ciliar, *Callisthene major* Mart., *Faramea nigrescens* Mart. e *Tapirira obtusa* (Benth.) J.D.Mitch. no corredor e *Terminalia glabrescens* Mart. no

inselberg, já que houve nesse ambiente, maior variação na hierarquia das espécies mais representativas, porém sem substituição de espécies no último intervalo. (TABELA 4).

O número de espécies com índice A foi, na comunidade (2 espécies em 2006, 2 em 2011 e 4 em 2019), na mata ciliar (3 espécies em 2006, 2 em 2011 e 3 em 2019), no corredor (4 espécies em 2006, 5 em 2011 e 4 em 2019) e no inselberg (4 espécies em 2006, 4 em 2011 e 4 em 2019). (TABELA 4).

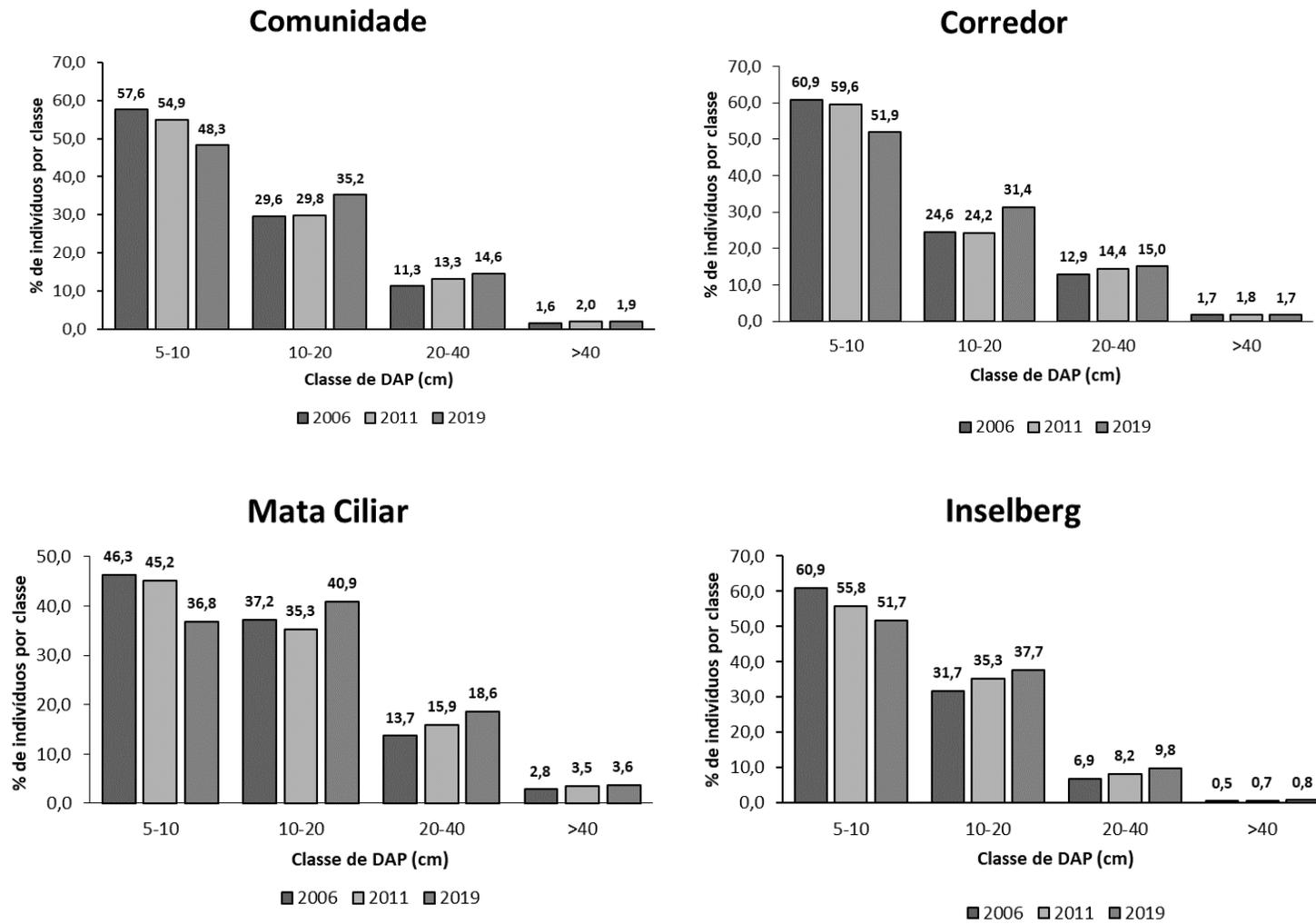
A espécie *Tapiria obtusa* característica do ambiente corredor e espécie representativa na comunidade em todos os intervalos de medição, influenciada pelo índice (B), modificou seu índice para (A) ao constar na lista das espécies com maior valor de cobertura da mata ciliar na última medição. (TABELA 4).

A espécie *Casearia arborea*, representativa no corredor, manteve sua abundância ao longo do tempo, apesar da redução da densidade absoluta da comunidade e do corredor, o que resultou no aumento da sua densidade relativa ao longo do tempo, fato que culminou na entrada da espécie na lista das dez espécies com maiores valores de cobertura na última medição influenciada pelo índice (A). A manutenção da abundância ocorreu também no inselberg onde a espécie obteve pouca representatividade. (TABELA 4).

A presença da espécie *Eugenia acutata* em todos os ambientes na medição de 2019 sugere colonização da espécie no corredor no último inventário, influenciada pelo índice A, mesmo índice no inselberg e na comunidade, onde a espécie ocorreu em todos os intervalos. Já no ambiente mata ciliar a maior influência para sua representatividade foi o índice (B). (TABELA 4).

A distribuição das classes diamétricas seguiu a tendência de J-invertido, característico de comunidades arbóreas nativas, com tendência de avanço no estágio sucessional devido a redução do número de indivíduos na classe inferior em todos os ambientes e na comunidade ao longo do tempo e aumento desse número nas classes superiores (FIGURA 3).

Figura 4. Distribuição diamétrica da comunidade e ambientes ao longo do tempo.



Fonte: do autor (2021)

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados do nosso estudo mostraram que houve variação na composição das espécies mais representativas dos ambientes que compõem a comunidade e que esses ambientes são diferentes em termos de composição florística e parâmetros estruturais. Entretanto, essa variação não ocorreu quando analisada a comunidade. A dinâmica de substituição das espécies mais representativas foi específica para cada ambiente e para a comunidade ao longo do tempo, confirmando nossa segunda hipótese. Porém, a variação da composição dessas espécies na comunidade e nos ambientes que a compõem, não foi significativa. A maneira como as taxas de substituição variaram, pode ser explicada pela distinção dos habitats com diferentes disponibilidades de recursos, porém outros fatores como a competição entre espécies e as respostas interespecíficas podem ter o mesmo efeito causado pelos filtros ambientais (CADOTTE; TUCKER, 2017). A manutenção do padrão de substituição das espécies mais representativas da comunidade sugere que, devido à seleção de espécies que se assemelham ecologicamente por filtros ambientais como disponibilidade de água e nutrientes e profundidade do solo, as relações já existentes na comunidade foram mantidas (MAIA et al., 2020; PULLA et al., 2017; SANTOS et al., 2020).

Além disso, deve-se observar que, apesar da redução do número de espécies e densidade absoluta, a comunidade manteve a área basal e avançou no estágio sucessional, com o aumento do número de indivíduos nas classes de diâmetro superiores e redução do número de indivíduos na classe diamétrica inferior, fato observado também nos ambientes.

A heterogeneidade ambiental caracterizada principalmente pelo gradiente de profundidade do solo e disponibilidade de água, é representada por ambientes distintos, nichos que se diferem e que podem influenciar de forma direta na estrutura e composição da comunidade, com substituição e compartilhamento de espécies entre os ambientes variando ao longo do tempo (MAIA et al., 2020; MCDOWELL et al., 2020; SANTOS et al., 2020).

A disponibilidade de água e nutrientes sugerem aumento da riqueza e estabilidade ao nicho correspondente, com isso, a mata ciliar não foi o ambiente com maior riqueza, mas foi o ambiente que manteve o maior percentual de espécies compartilhadas ao longo do tempo e conseqüentemente menor perda de riqueza (MENINO et al., 2015).

Segundo Araújo et al. (2017) e Pires et al. (2014) em estudos realizados na área, as espécies *Cordia concolor* (Cham.) Kuntze, *Eugenia acutata* Miq., *Maytenus robusta* Reissek, *Metrodorea stipularis* Mart. e *Myrciaria floribunda* (H. West ex Willd.) O. Berg, apresentaram indivíduos perfilhados nos três ambientes da comunidade e a maior quantidade foi encontrada no inselberg, ambiente de maior proporção e intensidade de perfilhamento. Estudos sugerem que essa estratégia adaptativa adotada pelas plantas se deve ao fato do ambiente ser adverso e mais restrito na disponibilidade de recursos (ARAÚJO et al., 2017; PIRES et al., 2014; POREMBSKI, 2007; POREMBSKI; BARTHLOTT, 2000).

Como foi observado, a maior perda de riqueza ao longo do tempo ocorreu no inselberg, fato que ficou evidente no número de espécies que foram específicas em cada inventário, mostrando que a perda de riqueza não foi recuperada ao longo do tempo. Segundo Araújo et al. (2017) em estudos realizados na área, dentre os três ambientes, o inselberg apresentou maior mortalidade e maior perda de biomassa, que ocorreu com mais intensidade em indivíduos não perfilhados.

Esses resultados propõem que os fatores abióticos extremos, que geram restrição na disponibilidade de recursos, condicionam o ambiente adverso observado no inselberg e sugerem que as espécies ali estabelecidas tendem a responder de maneira mais perceptível às mudanças climáticas.

A caracterização da substituição das dez espécies mais representativas da comunidade e dos ambientes que, mostrou como as estratégias de ocupação, crescimento e variação de biomassa das espécies mudam de acordo com a disponibilidade de recursos (MAIA et al., 2019; MCDOWELL et al., 2020; SOUZA et al., 2021)

A espécie *Copaifera langsdorffii* foi representativa em todos os ambientes e na comunidade ao longo do tempo, influenciada pela biomassa (B) e as espécies, *Eugenia acutata* e *Tapirira obtusa*, representativas da comunidade em todos os intervalos de monitoramento, apresentaram mudança no índice de influência (A e B). A espécie *Copaifera langsdorffii* é uma das espécies mais abundantes do estado de Minas Gerais classificada como generalista e ocupa vários habitats em diferentes fitofisionomias (MAIA et al., 2019; TERRA et al., 2017).

Tabela 4 – Lista das dez espécies com maior Valor de Cobertura (VC), por ambiente e por inventário.

Ambiente		Comunidade	Mata Ciliar	Corredor	Inselberg
Ano	Rank	Espécie	Espécie	Espécie	Espécie
2006	1	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (B)	<i>Platycomus regnellii</i> Benth. (B)	<i>Callisthene major</i> Mart. (B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (B)
	2	<i>Callisthene major</i> Mart. (B)	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (B)	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. (B)
	3	<i>Platycomus regnellii</i> Benth. (B)	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum. (A)	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (B)	<i>Platypodium elegans</i> Vogel (B)
	4	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (B)	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze (B)	<i>Faramea nigrescens</i> Mart. (A)	<i>Maytenus robusta</i> Reissek (A)
	5	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. (B)	<i>Inga vera</i> Willd. (B)	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb. (A)	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (B)
	6	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (B)	<b><i>Tachigali rugosa</i></b> (Mart. Ex Benth.) Zarucchi & Pipoly (B)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (A)
	7	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (A)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (B)	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb. (B)	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq. (B)
	8	<i>Faramea nigrescens</i> Mart. (A)	<b><i>Cecropia pachystachya</i></b> Trécul (A)	<i>Myrsine umbellata</i> Mart. (A)	<i>Ixora brevifolia</i> Benth. (B)
	9	<i>Platypodium elegans</i> Vogel (B)	<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth. (B)	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl. (B)	<b><i>Cordia concolor</i></b> (Cham.) Kuntze (A)
	10	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (B)	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (A)	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg. (A)	<b><i>Luehea divaricata</i></b> Mart. (A)
2011	1	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (1,B)	<i>Platycomus regnellii</i> Benth. (1,B)	<i>Callisthene major</i> Mart. (1,B)	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. (2,B)
	2	<i>Callisthene major</i> Mart. (2,B)	<i>Croton florinundus</i> Spreng. (2,B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (2,B)	<i>Platypodium elegans</i> Vogel (3,B)
	3	<i>Platycomus regnellii</i> Benth. (3,B)	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum. (3,A)	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (3,B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (1,B)
	4	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (4,B)	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze (4,B)	<i>Faramea nigrescens</i> Mart. (4,A)	<i>Myrcia multiflora</i> Lam. (DC.) (*,A)
	5	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (6,B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (6,B)	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb. (5,A)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (6,A)
	6	<i>Faramea nigrescens</i> Mart. (8,A)	<b><i>Inga vera</i></b> Willd. (5,B)	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb. (7,B)	<i>Maytenus robusta</i> Reissek (4,A)
	7	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (7,A)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (7,B)	<b><i>Vismia brasiliensis</i></b> Choisy (*,A)	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (5,B)
	8	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. (5,B)	<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth. (9,B)	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg. (10,A)	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq. (7,B)
	9	<b><i>Platypodium elegans</i></b> Vogel (9,B)	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (10,A)	<b><i>Protium spruceanum</i></b> (Benth.) Engl. (9,B)	<i>Ixora brevifolia</i> Benth. (8,B)
	10	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (10,B)	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart. (*,B)	<b><i>Myrsine umbellata</i></b> Mart. (8,A)	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek (*,A)
2019	1	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (1,1,B)	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (2,2,B)	<i>Callisthene major</i> Mart. (1,1,B)	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. (2,1,B)
	2	<i>Callisthene major</i> Mart. (2,2,B)	<i>Platycomus regnellii</i> Benth. (1,1,B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (2,2,B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (1,3,B)
	3	<i>Faramea nigrescens</i> Mart. (8,6,A)	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum. (3,3,A)	<i>Faramea nigrescens</i> Mart. (4,4,A)	<i>Myrcia multiflora</i> Lam. (DC.) (*,4,A)
	4	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (7,7,A)	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze (4,4,B)	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (3,3,B)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (6,5,A)
	5	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (4,4,B)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (6,5,B)	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb. (5,5,A)	<i>Platypodium elegans</i> Vogel (3,2,B)
	6	<i>Croton floribundus</i> Spreng. (6,5,B)	<i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth. (9,8,B)	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb. (7,6,B)	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (5,7,B)
	7	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. (5,8,B)	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch. (*,*,A)	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg. (10,8,B)	<i>Ixora brevifolia</i> Benth. (8,9,B)
	8	<i>Platycomus regnellii</i> Benth. (3,3,B)	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart. (*,10,B)	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. Ex Benth.) Zarucchi & Pipoly (6,*,B)	<i>Maytenus robusta</i> Reissek (4,6,A)
	9	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (10,10,A)	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart. (10,9,A)	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. (*,*,A)	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq. (7,8,A)
	10	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb. (*,*,A)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (7,7,B)	<i>Eugenia acutata</i> Miq. (*,*,A)	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek (*,10,A)

Legenda: (n) indica o ranqueamento da espécie no inventário anterior; (\*) espécies não observadas entre as dez espécies com maior VC nos inventários anteriores; espécies destacadas em **negrito**, não foram observadas entre as dez espécies de maior VC no inventário posterior; (A,B) indicam qual fator mais influenciou para a espécie estar entre as dez com maior VC, A = abundância, B = biomassa.

Fonte: do autor (2021)

Pôde se notar que na comunidade e nos ambientes que a compõe, as espécies com o índice (B), referente à influência da biomassa na representatividade, ocorreram em maior número. Já na substituição dessas espécies ao longo do tempo, o índice (A), que representa a influência da abundância na representatividade, ocorreu em maior número tanto na entrada como na saída de espécies da lista das dez com maior Valor de Cobertura (VC). Esses resultados sugerem que diferentes estratégias são utilizadas pelas espécies na colonização dos ambientes e que a área basal acumulada está mais ligada com as taxas de crescimento do que com as mudanças na densidade de árvores devido ao recrutamento e mortalidade (CHAZDON et al., 2007).

A diversidade de habitats encontrada no inselberg, condicionada pelo gradiente ambiental, auxiliou na análise de como a dinâmica de uma comunidade arbórea pode ser influenciada ao longo do tempo. Os resultados mostraram que apesar das flutuações na estrutura da comunidade e as mudanças na composição florística, as espécies mais representativas sofreram poucas mudanças na sua hierarquia e continuam a exercer papel fundamental na manutenção da comunidade. Enquanto isso, as mudanças ocorridas nos ambientes que compõem a comunidade, são mais intensas e mostram que os ambientes respondem de maneira mais perceptível às mudanças ao longo do tempo e por isso são importantes na manutenção da comunidade.

## **5. CONCLUSÃO**

A composição florística das espécies mais representativa da comunidade não varia ao longo do tempo, porém, varia nos ambientes dentro da comunidade de tal forma que diferentes estratégias são adotadas pelas espécies para a colonização e estabelecimento.

Com isso, vale ressaltar a importância da conservação do sistema como um todo e não apenas de um ambiente em detrimento de outro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ARAÚJO, F. de C. et al. Adaptive strategy of tree communities on an environmental harshness hinterland inselberg in Minas Gerais, Brazil. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 65, n. 5, p. 463–470, 2017.
- CADOTTE, M. W.; TUCKER, C. M. Should Environmental Filtering be Abandoned? **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 32, n. 6, p. 429–437. 2017
- CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273–289, 2007.
- GOOGLE. Google Earth. Version 7.3.3. 2021.
- MAIA, V. A. et al. Temporal shifts on tree species niches: how do they affect species dynamics and community diversity? **Plant Ecology**, Aargau, Switzerland, v. 221, n. 1, p. 25–39, 2020.
- MAIA, V. A.; SOUZA, C. R. de; SANTOS, R. M. dos. Species tolerance degree to soil conditions shaping plant communities. **Folia Geobotanica**, Prague, Czech Republic, v. 54, n. 3–4, p. 199–210, 2019.
- MCDOWELL, N. G. et al. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, Washington, DC., v. 368, n. 6494, 2020.
- MENINO, G. C. de O. et al. Inselberg como fonte de diversidade  $\beta$  em uma matriz vegetacional, no município de coqueiral - MG. **Ciencia Florestal**, Santa Maria, RS, v. 25, n. 4, p. 947–958, 2015.
- PIRES, G. G. et al. Influência de variáveis ambientais na comunidade arbórea de inselbergs. **Cerne**, Lavras, MG, v. 20, n. 1, p. 97–104, 2014.
- POREMBSKI, S. Tropical inselbergs: Habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 579–586, 2007.
- POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology**, Aargau, Switzerland, v. 151, n. 1, p. 19–28, 2000.
- PULLA, S. et al. Multidimensional tree niches in a tropical dry forest. **Ecology**, Washington, DC., v. 98, n. 5, p. 1334–1348, 2017.
- ROITMAN, I. et al. Dynamic equilibrium and decelerating growth of a seasonal Neotropical gallery forest in the Brazilian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 32, n. 3, p. 193–200, 2016.
- SANTOS, A. B. M. et al. Effects of environmental heterogeneity and temporal variation on ecological relationships of vegetation in a seasonally dry tropical forest in Brazil. **Turkish Journal of Botany**, Ankara, v. 44, n. 3, p. 232–244, 2020.

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**, Amsterdam, 489, 2021.

TERRA, M. de C. N. S. Tree dominance and diversity in Minas Gerais, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 26, n. 9, p. 2133–2153, 2017.

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, DC., v. 101, n. 30, p. 10854–10861, 2004.