

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

TESE

**MONITORANDO A RESTAURAÇÃO FLORESTAL: O EFEITO DE
QUATRO ESPÉCIES DE ÁRVORES PLANTADAS SOBRE A
COMUNIDADE DE ARTROPODES NA MATA ATLÂNTICA**

MARIANA SAMPAIO CASIMIRO

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**MONITORANDO A RESTAURAÇÃO FLORESTAL: O EFEITO DE
QUATRO ESPÉCIES DE ÁRVORES PLANTADAS SOBRE A
COMUNIDADE DE ARTROPODES NA MATA ATLÂNTICA**

MARIANA SAMPAIO CASIMIRO

Sob a orientação do professor
JARBAS MARÇAL DE QUEIROZ

Tese submetida como
requisito parcial para
obtenção do grau de **Doutora**
em Ciências, no Curso de
Pós-Graduação em Biologia
Animal.

SEROPÉDICA, RJ

2023

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

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

C339m

Casimiro, Mariana Sampaio, 1994-
MONITORANDO A RESTAURAÇÃO FLORESTAL: O EFEITO DE
QUATRO ESPÉCIES DE ÁRVORES PLANTADAS SOBRE A
COMUNIDADE DE ARTROPODES NA MATA ATLÂNTICA / Mariana
Sampaio Casimiro. - Rio de Janeiro, 2023.
84 f.

Orientador: Jarbas Marçal de Queiroz.
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro, Pós Graduação em Biologia Animal, 2023.

1. Formigas. 2. Plantas Regenerantes. I. Queiroz,
Jarbas Marçal de , 1968-, orient. II Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro. Pós Graduação em
Biologia Animal III. Título.



TERMO Nº 1120 / 2023 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.066481/2023-43

Seropédica-RJ, 02 de outubro de 2023.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL
MARIANA SAMPAIO CASIMIRO**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor(a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em **BIOLOGIA ANIMAL**,
área de concentração em **BIODIVERSIDADE ANIMAL**.

TESE APROVADA EM 28/09/2023

(Assinado digitalmente em 02/10/2023 15:20)
ALEXANDRA PIRES FERNANDEZ
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)
Matrícula: 2556012

(Assinado digitalmente em 03/10/2023 21:22)
FABIO SOUTO DE ALMEIDA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.00.18)
Matrícula: 1767348

(Assinado digitalmente em 02/10/2023 15:49)
JARBAS MARCAL DE QUEIROZ
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.00.29)
Matrícula: 1356331

(Assinado digitalmente em 02/10/2023 14:44)
ANDRÉ BARBOSA VARGAS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 077.074.477-00

(Assinado digitalmente em 03/10/2023 15:44)
RICARDO ILDEFONSO DE CAMPOS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 036.158.466-05

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **1120**, ano: **2023**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **02/10/2023** e o
código de verificação: **c7b8b50462**

Agradecimentos

Agradeço primeiramente ao meu marido Yago Casimiro por nunca me deixar desistir, por ser a minha força, meu amigo e por me aturar durante todo os momentos estressantes. Agradeço também ao meu filho por ser a minha inspiração e o motivo de ser sempre uma mulher forte. Amo minha família, obrigada.

Agradeço a toda equipe da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) que autorizaram o trabalho na reserva e foram importantes facilitadores da etapa de coleta de dados.

Agradeço ao meu orientador Jarbas e ao PPGBA, na representação da UFRRJ, pelo apoio institucional em todas as etapas da minha formação como Doutora em Biologia Animal. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, um grande agradecimento pelo financiamento.

Meus agradecimentos também são ao professor Rodrigo M. Feitosa e sua equipe do Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas (Feitosa Lab) - UFPR, pois possibilitaram a identificação das espécies de formigas que compuseram meu trabalho, além de me recepcionarem muito bem durante o tempo em que lá estive.

A minha mãe Sandra Maria por sempre ter me apoiado acima de tudo, não importava qual escolha eu tomava ela sempre estava ali. Muito obrigada, agora eu sei o como é lindo o amor de uma mãe.

Por fim, agradeço a mim, que mesmo durante um percurso tão difícil e doloroso eu consegui. Parabéns, Mariana.

RESUMO GERAL

CASIMIRO, Mariana Sampaio. **MONITORANDO A RESTAURAÇÃO FLORESTAL: O EFEITO DE QUATRO ESPÉCIES DE ÁRVORES PLANTADAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES NA MATA ATLÂNTICA.** 2023. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Florestais tropicais e subtropicais estão sendo altamente impactadas por ações antrópicas, sendo a restauração, responsabilidade humana. A restauração de áreas degradadas vem se consolidando como uma importante estratégia de adequação ambiental, tornando-se de suma importância na conservação da biodiversidade local e regional. Para potencializar o sucesso da restauração é importante garantir um bom planejamento de todas as etapas, o que inclui a seleção das espécies de árvores. Estas possuem distinta exigências ambientais, o que pode alterar as condições abióticas e bióticas devido às relações ecológicas. Assim, a compreensão das interações dos espécimes de árvores utilizadas em reflorestamentos, em áreas tropicais, com outros organismos e quais os efeitos sobre a comunidade se faz importante. Este trabalho é composto por três capítulos que abordam os dados biológicos com o objetivo de analisar a influência de quatro espécies de árvores, *Guarea guidonia*, *Inga edulis*, *Nectandra membranacea*, *Piptadenia gonoacantha*, sobre a comunidade abaixo de sua copa. No primeiro capítulo, foi descrito o efeito das espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes, pois acredita-se que esta seja influenciada pelas características das árvores, como altura, índice de área foliar. No entanto, as espécies de árvores não influenciaram diretamente a comunidade de artrópodes, mas esses efeitos estão sendo guiados por relações indiretas. No segundo capítulo, como uma forma de compreender em uma escala mais específica foram estudadas as características das árvores que mediaram o seu efeito sobre a composição de espécies de formigas. Porém, esse efeito não é tão claro quanto à riqueza de espécies de formigas e composição dos grupos funcionais de formigas. No terceiro capítulo as variáveis ambientais, muitas vezes ligadas à identidade da árvore, são preponderantes para a relação da comunidade biológica, mais especificamente formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes.

Palavras-chave: *Guarea guidonia*, *Inga edulis*, *Nectandra membranacea*, *Piptadenia gonoacantha*..

GENERAL ABSTRACT

CASIMIRO, Mariana Sampaio. **MONITORING FOREST RESTORATION: THE EFFECT OF FOUR SPECIES OF TREE PLANT ON THE ARTHROPOD COMMUNITY IN THE ATLANTIC FOREST.** 2023. Thesis (Doctor's Degree in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Tropical and subtropical forests are being highly impacted by human actions, with restoration being a human responsibility. The restoration of degraded areas has been consolidating itself as an important environmental adaptation strategy, becoming extremely important in the conservation of local and regional biodiversity. To enhance the success of the restoration, it is important to ensure good planning of all stages, which includes the selection of tree species. These have different environmental requirements, which can alter abiotic and biotic conditions due to ecological relationships. Therefore, understanding the interactions of tree specimens used in reforestation, in tropical areas, with other organisms and the effects on the community is important. This work consists of three chapters that address biological data with the aim of analyzing the influence of four tree species, *Guarea guidonia*, *Inga edulis*, *Nectandra membranacea*, *Piptadenia gonoacantha*. about the community below its canopy. In the first chapter, the effect of tree species on the arthropod community was described, as it is believed that this is influenced by tree characteristics, such as height and leaf area index. However, tree species have not directly influenced the arthropod community, but these effects are being driven by indirect relationships. In the second chapter, as a way of understanding on a more specific scale, the characteristics of trees that mediated their effect on the composition of ant species were studied. However, this effect is not as clear regarding ant species richness and composition of ant functional groups. In the third chapter, environmental variables, often linked to the tree's identity, are preponderant for the relationship of the biological community, more specifically ants, other arthropods and regenerating plants.

Keywords: *Guarea guidonia*, *Inga edulis*, *Nectandra membranacea*, *Piptadenia gonoacantha*..

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO LITERÁRIA.....	3
2.1 Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA)	3
2.2 Área estudada	4
2.3 Árvores selecionadas	5
CAPÍTULO I	7
3.1 INTRODUÇÃO	10
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
3.2.1 Área de estudo	12
3.2.2 Variáveis ambientais	12
3.2.3 Amostragem dos artrópodes	13
3.2.4 Análise de dados.....	13
3.3 RESULTADOS.....	14
3.4 DISCUSSÃO.....	17
3.5 CONCLUSÕES.....	19
CAPÍTULO II	20
O EFEITO DAS ESPÉCIES DE ÁRVORES DA MATA ATLÂNTICA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS DE SERRAPILHEIRA	20
4.1 INTRODUÇÃO	23
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	25
4.2.1 Área de estudo	25
4.2.2 Variáveis ambientais.....	26
4.2.3 Amostragem das formigas	26
4.2.4 Análise de dados.....	27
4.3 RESULTADOS.....	28
4.4 DISCUSSÃO.....	32
4.5 CONCLUSÕES.....	34
CAPÍTULO III.....	35
CONCORDÂNCIA ENTRE PLANTAS REGENERANTES, FORMIGAS E OUTROS ARTRÓPODES NA MATA ATLÂNTICA: A IMPORTÂNCIA DA IDENTIDADE DAS ÁRVORES NO DOSSEL. *	35

5.1 INTRODUÇÃO	38
5.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	40
5.2.1 Área de estudo	40
5.2.2 Seleção das árvores focais	41
5.2.3 Coleta de dados.	41
5.2.4 Análise de dados.....	43
5.3 RESULTADOS	44
5.3.1 Concordância entre os grupos biológicos	45
5.3.2 Variáveis ambientais e espaciais.....	46
5.4 DISCUSSÃO.....	48
5.5 CONCLUSÕES.....	51
6. CONCLUSÕES GERAIS	51
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
ANEXO	66

1. INTRODUÇÃO GERAL

Florestais tropicais e subtropicais estão sendo altamente impactada por ações antrópicas, como a exploração dos recursos florestais, conversão das florestas em áreas produtivas, expansão urbana e industrial (TABARELLI *et al.*, 2005), além das mudanças climáticas (ZWIENER *et al.*, 2018), o que resulta em enormes perdas da biodiversidade (CURTIS *et al.*, 2018; McDOWELL *et al.*, 2020; MCGILL *et al.*, 2015; SEIDL *et al.*, 2017). Assim, é de responsabilidade humana a realização de medidas efetivas para uma possível reversão dessa situação (AMADOR, 2003). Para isso, a restauração de áreas degradadas vem se consolidando como uma importante estratégia de adequação ambiental, tornando-se de suma importância na conservação da biodiversidade local e regional (BEDUSCHI, 2003), contribuindo, predominantemente, com a preservação de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção.

O processo de restauração de áreas degradadas pode ocorrer de forma passiva, o qual a intervenção humana é mínima e ativa, que ocorre através do plantio de mudas. Para potencializar o sucesso da restauração é importante garantir um bom planejamento de todas as etapas, o que inclui a seleção das espécies de árvores a serem introduzidas, como no caso da restauração ativa. A seleção das espécies deve dar preferência a atributos que restabeleçam a funcionalidade ao ecossistema que está sendo restaurado, assegurando o retorno da estabilidade da comunidade, considerado um dos objetivos centrais da restauração ecológica (ENGEL & PARROTA, 2003). Porém, escolher quais espécies a serem utilizadas na restauração pode ser um processo difícil (FRY, POWER & MANNING 2013; JONES 2013), devido as informações ecológicas serem limitadas, particularmente no que diz respeito às interações entre espécies (CANOSA & MORAES 2016), afinal as espécies de árvores possuem distinta capacidade de alterar as condições abióticas, por exemplo disponibilidade de luz alterada pela sua copa (GANDOLFI *et al.*, 2007) e bióticas, por exemplo espécies de árvores que abrigam um maior número de espécies de mudas abaixo de sua copa (LAMEIRA *et al.*, 2019).

As espécies de árvores possuem diferentes mecanismos de interações com os outros organismos, os quais podem ser de forma positiva, como disponibilidade de abrigo e alimento ou negativa, como espécies que são competitivas e produzem compostos para se defender de herbívoros, que repelem alguns organismos. Além disso, uma única espécie de árvore pode ser associada a uma grande diversidade de fauna, um exemplo disso são as árvores que hospedam hemípteros que são sugadores de seivas e as suas fezes líquidas

atraem algumas espécies de formigas, as quais além de proteger esses insetos elas também protegem as árvores hospedeiras contra outros herbívoros (ROCHA *et al.* 2006). Assim, uma melhor compreensão das interações das espécies de árvores utilizadas em reflorestamento de áreas tropicais com outros organismos e quais são os efeitos das suas características sobre a comunidade que vive abaixo de sua copa é muito importante para alcançar o sucesso de restauração de áreas reflorestadas.

Este trabalho é composto por três capítulos que abordam os dados biológicos de forma diferente, todos com o objetivo de analisar a influência de quatro espécies de árvores sobre a comunidade que vive abaixo de sua copa, avaliando o uso dessas espécies de árvores em projetos de reflorestamento para a restauração não só do desenvolvimento vegetal, mas também das relações com os organismos. No primeiro estudo foi analisado o efeito das espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes, e se essa relação é guiada pelas características das árvores e do ambiente. No segundo estudo foi analisado o efeito das espécies de árvores sobre a comunidade de formigas e quais os mecanismos que podem guiar essa relação. No terceiro estudo foi analisado a concordância entre plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes sob a copa de quatro espécies de árvores e se a concordância entre as comunidades abordadas é influenciada pelos parâmetros ambientais e espaciais, e a identidade das espécies arbóreas.

2. REVISÃO LITERÁRIA

2.1 Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA)

A REGUA é localizada no bairro de Guapiaçu no município de Cachoeiras de Macacu no estado do Rio de Janeiro ($22^{\circ}27'14.8608''$ S, $42^{\circ}46'12.9678''$ O) (Figura 1). Possui 470 hectares de áreas restauradas e 700 mil mudas plantadas, com uma diversidade de mais de 500 espécies de plantas (REGUA, 2023). Devido à diversidade de ambientes da REGUA, é possível observar formações florestais tão distintas, capazes de englobar todas as fitofisionomias características da Floresta Ombrófila Densa, que vão desde a FOD Aluvial à FOD Alto-Montana (VELOSO et al., 1991) (Figura 2). Isso faz com que esta possa ser considerada um “hotspot” em termos de biodiversidade nos mais variados ecossistemas naturais.

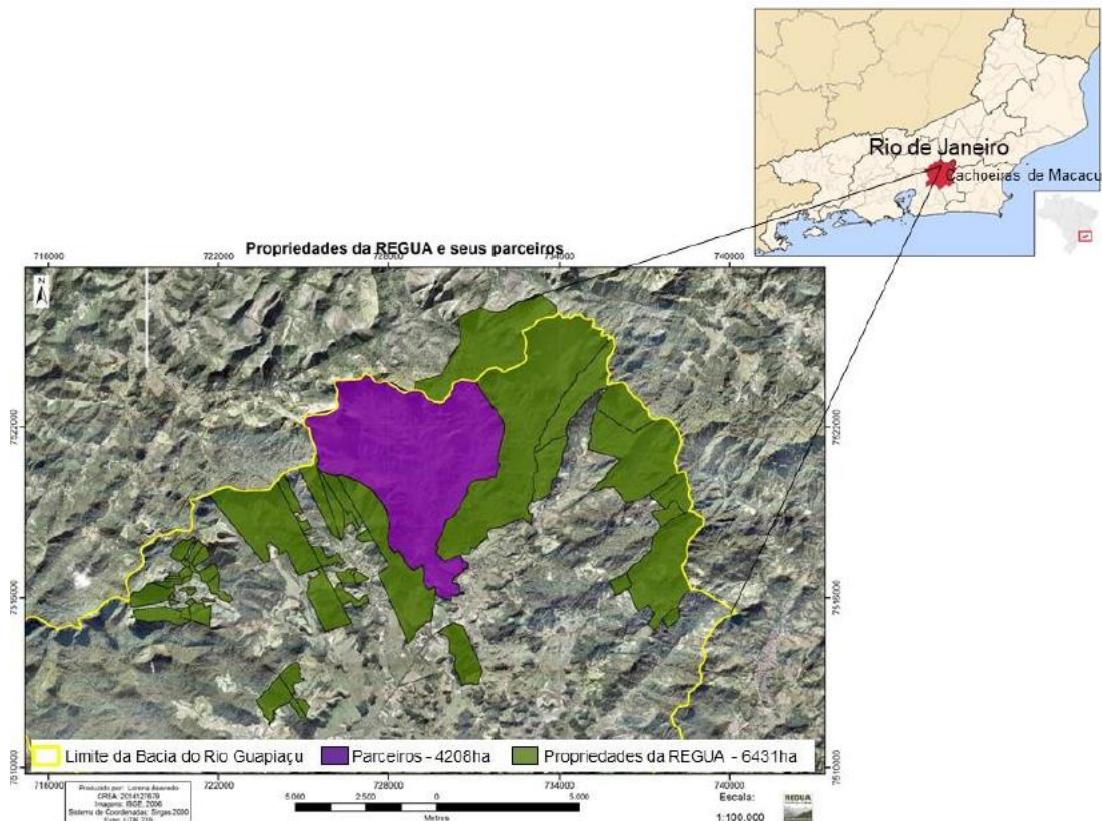


Figura 1 Localização da Reserva Ecológica do Guapiaçu (REGUA) no município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil (mapa da área elaborado por Lorena Azevedo, 2017).



Figura 2 Reserva Ecológica de Guapiaçu REGUA.

Além da manutenção da diversidade florestal e preservação de espécies a REGUA tem um papel fundamental na conservação da bacia hidrográfica Guapi-Macacu, a qual é responsável pelo fornecimento de água a milhões de pessoas da região Metropolitana do estado do Rio de Janeiro (REGUA, 2023). Por conta disso, em 2001 a REGUA foi formada como ONG ambientalista Associação Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) com a missão institucional de conservar e proteger a Mata Atlântica da bacia do Rio Guapiaçu. E em 2013 ela foi classificada como Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), sendo assim uma unidade de conservação com atividades como pesquisa científica, monitoramento, observação de aves, reintrodução de fauna e visitação com fins educacionais, interpretativos, recreativos e turísticos (site). Atualmente, a REGUA tem 5 RPPNs averbadas, que somam 730 hectares de áreas destinadas à conservação da natureza e à manutenção da biodiversidade (informação verbal do proprietário Nicholas Locke).

2.2 Área estudada

A área estudada compreende uma fragmento florestal da REGUA reflorestado no ano de 2008. Uma área totalmente plana próximo ao lago. Inicialmente a área compreendia como área de pastagem sendo interrompido o processo de degradação para a restauração. Foram plantadas espécies nativas, distribuídas aleatoriamente, sem combinação de espécies, entre os grupos ecológicos das pioneiras, secundárias iniciais e tardias e clímax,

sendo em maior proporção as do primeiro grupo ecológico. Esse planejamento foi feito para aproximar a fisionomia do reflorestamento o máximo possível a da paisagem original, evitando-se a homogeneidade de espécies. Também foram plantadas diferentes espécies exóticas frutíferas, a fim de atrair a ornitofauna (AZEVEDO, 2012).



Figura 3 Fitofisionomia da vegetação no ano de 2017, ou seja, no período da coleta.

2.3 Árvores selecionadas

As espécies de árvores selecionadas foram *Guarea guidonia*, *Inga edulis*, *Nectandra membranacea* e *Piptadenia gonoacantha*. A seleção dessas espécies foi baseada na grande abundância na região (AZEVEDO et al., 2018), serem endêmicas da Mata Atlântica, fáceis de serem identificadas e são utilizadas frequentemente em reflorestamentos da Mata Atlântica (SANSEVERO et al., 2011). *Nectandra membranacea* pertence a família Lauraceae é perenifólia produz anualmente abundante quantidade de sementes e floresce entre os meses de janeiro e março (LORENZI & HARRI, 1998). Seus frutos são dispersados por pássaros pequenos e é uma espécie monóica (CARVALHO, 2008) (Figura 4 A). *Inga edulis* pertence à família Fabaceae, é uma planta semidecídua, produz anualmente abundante quantidade de sementes e floresce entre os meses de outubro e janeiro (LORENZI & HARRI, 1998). É uma espécie hermafrodita e em plantio, os indivíduos dessa espécie começam a produzir frutos com menos de 2 anos de idade (CARVALHO, 2014) (Figura 4B). *Piptadenia gonoacantha* pertence a família Fabaceae, é uma espécie hermafrodita, sua floração ocorre entre dezembro e março e a sua dispersão de frutos e sementes é autocórica, principalmente barocórica, por gravidade e anemocórica, pelo vento. O seu processo reprodutivo inicia a partir de 3 anos de idade, em plantios, em

solos de fertilidade química elevada (CARVALHO, 2004) (Figura 4C). *Guarea guidonia* pertence à família da Meliaceae, são pereniflora, produz anualmente grande quantidade de sementes, sua floração ocorre entre os meses de dezembro e março e sua dispersão é zoocórica (LORENZI & HARRI, 1992). (Figura 4D). Foram selecionadas de 40 a 46 indivíduos entre as quatro espécies de árvores, a marcação seguiu o critério de um distanciamento mínimo de cinco metros entre os indivíduos amostrados e de 10 metros entre os indivíduos da mesma espécie (Figura 5).

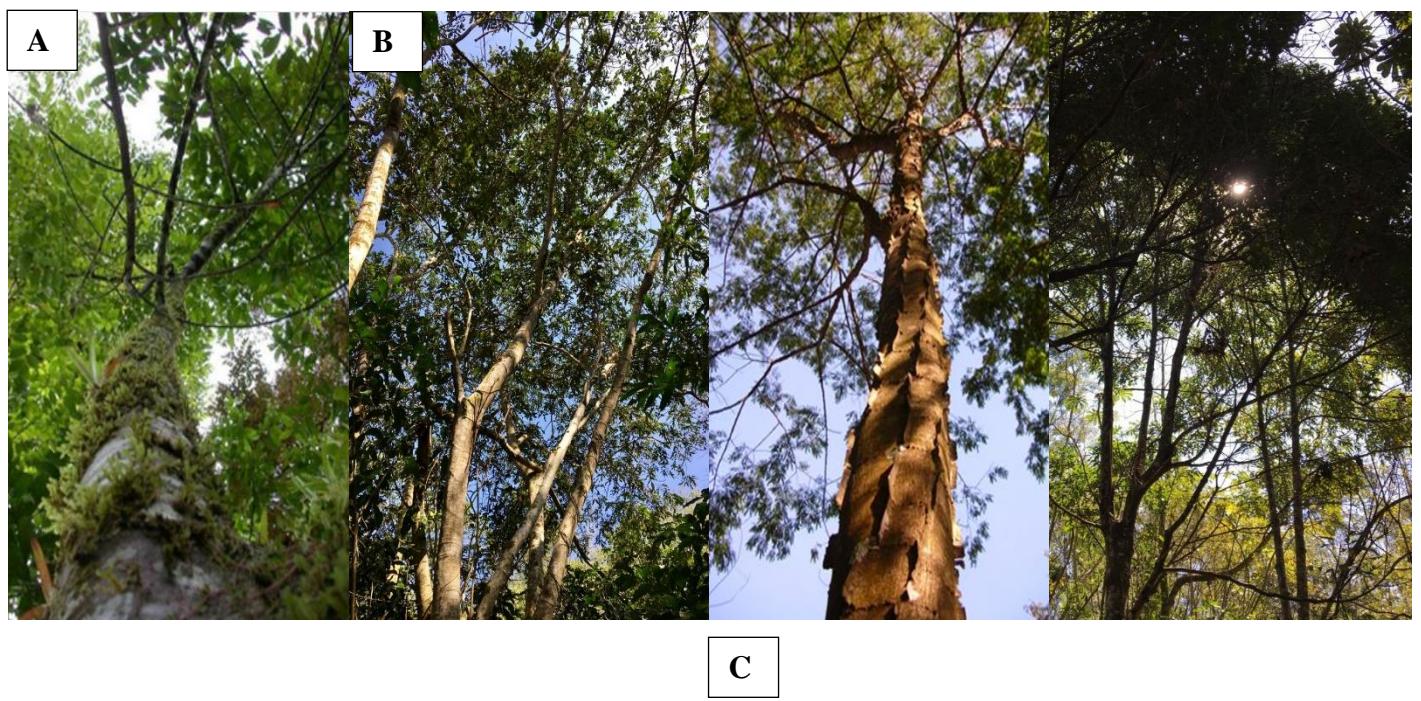


Figura 4 Espécies de árvores selecionadas. A *Nectandra membranacea* B *Inga edulis* C *Piptadenia gonoacantha* D *Guarea guidonia*.



Figura 5 Pontos amostras separados por espécies de árvores. GB- *Guarea guidonia*; IB – *Inga edulis*; PB- *Piptadenia gonoacantha*; NB- *Nectandra membranacea*. 6

CAPÍTULO I

RESTAURAÇÃO EM ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA: A ESPÉCIE DE ÁRVORE UTILIZADA AFETA A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES DE SERRAPILHEIRA?

RESUMO

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais com maior diversidade de espécies, bem como um dos biomas/florestas mais ameaçados do planeta, o que incentiva medidas ambientais para reverter esse cenário. Uma dessas medidas é monitorar o processo de restauração, o qual tem o objetivo de acompanhar o desenvolvimento da vegetação e o restabelecimento das relações funcionais entre as plantas e os animais. Assim, a busca por padrões nos efeitos das espécies de árvores sobre as comunidades biológicas e no funcionamento do ecossistema, pode representar uma mudança de paradigma para o processo de restauração ecológica. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de quatro espécies de árvores (*Guarea guidonia*, *Nectandr amembranacea*, *Inga edulis* e *Piptadenia gonoacantha*) em relação à comunidade de artrópodes. O estudo foi realizado na reserva ecológica Guapiaçu, localizada em Cachoeiras de Macacu- RJ, um fragmento reflorestado da Mata Atlântica. Apenas a abundância de Araneae diferiu entre as espécies de plantas e houve um efeito positivo das variáveis ambientais sobre esses organismos. No entanto, nas outras ordens, essa relação não foi encontrada. Dessa forma, a identidade da árvore não influenciou diretamente a comunidade de artrópodes, mas esses efeitos podem estar sendo guiados por outros fatores, sendo estas relações indiretas, como quantidade de serrapilheira. Desse modo, é importante entender melhor os padrões dos efeitos das espécies de árvores, afinal, elas agem no funcionamento do ecossistema e são muito utilizadas no reflorestamento da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Araneae; Mata Atlântica; Monitoramento.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the tropical forests with the greatest diversity of species, as well as one of the most threatened biomes/forests on the planet, which encourages environmental measures to reverse this scenario. One of these measures is to monitor the restoration process, which aims to monitor the development of vegetation and the reestablishment of functional relationships between plants and animals. Thus, the search for patterns in the effects of tree species on biological communities and ecosystem functioning may represent a paradigm shift for the ecological restoration process. The objective of this work was to evaluate the effect of four tree species (*Guarea guidonia*, *Nectandra membranacea*, *Inga edulis* and *Piptadenia gonoacantha*) in relation to the arthropod community. The study was carried out in the Guapiaçu ecological reserve, located in Cachoeiras de Macacu- RJ, a reforested fragment of the Atlantic Forest. Only the abundance of Araneae differed between plant species and there was a positive effect of environmental variables on these organisms. However, in the other orders, this relationship was not found. Thus, the identity of the tree did not directly influence the arthropod community, but these effects may be guided by other factors, these relationships being indirect, such as the amount of litter. Therefore, it is important to better understand the patterns of the effects of tree species, after all, they act on the functioning of the ecosystem and are widely used in the reforestation of the Atlantic Forest.

Keywords: Araneae; Atlantic Forest; Monitoring.

3.1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais com maior diversidade de espécies, bem como uma das mais ameaçadas do planeta: ela possui mais de 15700 espécies de plantas, sendo 8000 endêmicas, 2208 espécies de vertebrados e inúmeras espécies de invertebrados que nem foram catalogadas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2021). A necessidade de reverter o cenário de degradação, ou, até mesmo, perda total de um bioma, tem incentivado a restauração de áreas degradadas. Esse processo pode ocorrer através da restauração passiva ou ativa, sendo que o primeiro compreende suspender a exploração do local e deixar que a vegetação se desenvolva, com interferência mínima humana, enquanto o segundo consiste na intervenção humana, ou seja, plantio de mudas e árvores (MELI *et al.*, 2017). Essa última técnica é a mais utilizada em florestas tropicais (LAMB *et al.*, 2005; RODRIGUES *et al.*, 2011).

A biologia da conservação nasceu com um dos objetivos de prevenir e reduzir danos ecológicos, podendo ser através do monitoramento e o desenvolvimento de áreas em processo de restauração. O intuito é gerar informações científicas que garantam o planejamento e a implementação de metodologias efetivas. (SOULÉ; ORIANS, 2001). Além de acompanhar o desenvolvimento da vegetação, o monitoramento de áreas de restauração tem como objetivo analisar a restauração das relações funcionais entre as plantas e os animais (WORTLEY *et al.*, 2013).

As espécies de árvores que serão utilizadas na restauração podem influenciar as condições abióticas e as interações bióticas. As árvores com copas mais abertas tendem a favorecer a ocorrência de espécies que se desenvolvem bem, com alta incidência de luz. Enquanto árvores com copas mais fechadas tendem a favorecer as espécies mais tolerantes à sombra (GANDOLFI *et al.*, 2007). Algumas espécies de árvores abrigam uma maior abundância e riqueza de mudas abaixo de sua copa, enquanto outras abrigando menor, como por exemplo, a *Inga edulis* Mart possui uma maior abundância e riqueza de espécies de plantas abaixo de sua copa em comparação com a *Guarea guidonia* (L.) Sleumer e *Nectandra membranacea* (SW) Griseb (LAMEIRA *et al.*, 2019) e outras espécies de árvores abrigam uma maior riqueza de artrópodes (DONOSO *et al.*, 2010) sob as suas copas.

Os artrópodes de solo compreendem uma abundante e rica teia alimentar (teia alimentar marrom – TAM). Cerca de 90% da produção foliar presente na serrapilheira, são decompostas pela TAM (COLEY & BARONE, 1996), destacando assim a grande importância dos artrópodes na restauração funcional do ecossistema, devido a sua eficiência na ciclagem de nutrientes. Autores afirmam que em ambientes com alta riqueza e biomassa de plantas há uma maior riqueza e abundância de artrópodes (HEYDARI *et al.*, 2020; PRATHER & KASPAARI, 2019; LIRA *et al.*, 2021). Essa relação pode ser guiada pelo fato de as espécies de árvores possuírem a capacidade de modificar as condições abióticas, disponibilizarem diferentes recursos alimentares (frutos, sementes e folhas) e abrigo (ramos, galhos e altura da serapilheira) para os artrópodes. As características químicas das árvores são fundamentais tanto para atrair organismos quanto para afastá-los (como exemplo, taninos e fenóis) (MESQUITA *et al.*, 2001; KASPAARI, 1993; DOMINY *et al.*, 2003; WILLIAMS *et al.*, 2008). Desse modo, a identificação de padrões nos efeitos das espécies de árvores sobre os artrópodes, que desempenham papel fundamental no funcionamento do ecossistema e, pode auxiliar na seleção de espécies de árvores em projetos de restauração.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o possível efeito de diferentes espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes. Para isso, selecionamos quatro espécies de árvores: *Guarea guidonia*, *Inga edulis*, *Nectandra amembranacea* e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr) em um projeto de restauração ecológica na Mata Atlântica brasileira. Além disso, tentamos identificar se essa resposta está relacionada às características das árvores (índice de área foliar, altura, área da copa e circunferência do caule) e do ambiente (altura da serrapilheira e características químicas do solo).

Como hipóteses, temos: 1) A abundância e composição de artrópodes são diferentes sob a copa das quatro espécies de árvores. 2) O efeito da espécie de árvores na comunidade de artrópodes está relacionado às suas características e ao ambiente abaixo da sua copa. Assim, onde há árvores com maior altura, área de copa, circunferência do caule e menor índice de área foliar encontra-se uma maior abundância de artrópodes. Já em ambientes com grande altura da serrapilheira e variadas características químicas do solo abrigam uma maior abundância de artrópodes.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), Cachoeiras de Macacu, RJ ($22^{\circ}27'14.8608''$ S, $42^{\circ}46'12.9678''$ O). O clima local é do tipo tropical (Af), segundo a classificação de Koppen. A temperatura média anual é de $21,9^{\circ}\text{C}$; janeiro e fevereiro são os meses mais quentes, enquanto junho e julho são os meses mais frios. A precipitação média anual é de 2280 mm, sendo que junho e julho são os meses mais secos, e dezembro e janeiro apresentamos maiores índices pluviométricos (CLIMATE-DATE.ORG. 2020). A vegetação da REGUA é classificada como floresta ombrófila (Veloso *et al.* 1991).

A área estudada se constitui em um reflorestamento implantado em 2008 sobre relevo totalmente plano (AZEVEDO *et al.*, 2018). E no momento das amostragens, a área reflorestada tinha 9 e 10 anos de idade. As árvores selecionadas foram plantadas alternadamente, sendo essas *Guarea guidonea* (GG) Meliaceae, *Piptadenia gonoacantha* (PG), Fabaceae, *Nectandra membranacea* (NM) Lauraceae e *Inga edulis* Fabaceae (IE), as quais possuem características ecológicas variadas (tabela A1). Na área de estudo foram selecionados 12 indivíduos de GG, 12 de IE, 10 de PG e 11 de NM, totalizando 45 plantas amostradas. Cada árvore selecionada tinha uma distância mínima, entre elas, de 10 metros. Essas plantas são muito utilizadas em reflorestamentos da Mata Atlântica, pois são naturais desse bioma (SANSEVERO *et al.*, 2011) e localmente são muito abundantes (AZEVEDO *et al.*, 2018; NOBREGA *et al.*, 2008).

3.2.2 Variáveis ambientais

Foram mensurados com uma fita métrica a circunferência do caule (CAP) a um metro de altura e os diâmetros da copa de cada árvore. Para os diâmetros, inferimos duas medidas a partir do caule até as extremidades da copa da árvore, formando uma cruz. Posteriormente, utilizando o modelo da elipse, o valor da área (AC) foi estimado multiplicando o produto dos valores dos diâmetros ao valor de pi (π) (diâmetro maior x diâmetro menor x π). A altura das árvores foi estimada visualmente. O índice de área foliar (IAF) foi calculado por meio da fotografia hemisférica (DENSLOW; GUZMAN, 2000), que envolveu a captura fotográfica da copa a uma altura de um metro, com a câmera direcionada para o ponto norte. Posteriormente, as fotos foram analisadas no software

Hemiview 2.1 para obtenção dos valores do IAF. Foi delimitada uma parcela de 0,25m², pela qual foi medida a altura da serrapilheira (AS), com uma régua de metal nos quatro cantos extremos da parcela. Em seguida, foi feita uma média desses valores. Todas as medidas das árvores foram feitas em 2017. A média do IAF e altura da serrapilheira foram mensuradas com os dados de fevereiro e setembro de 2017 e 2018.

Para os dados de solos, coletamos, nos mesmos pontos da altura da serrapilheira, quatro amostras de solo com um extrator de 10cm de profundidade. Posteriormente, as amostras foram misturadas e armazenadas em saco plástico. A concentração de carbono do solo foi aferida por meio da maceração do solo amostrado, que foi então colocado em pequenos recipientes de porcelana. Após ser pesado, foi levado para uma mufla a 500°C por 48h e, por fim foi pesado novamente; assim, a diferença entre o peso inicial e o peso final corresponde à concentração de carbono. O sulfeto de alumínio foi aferido através de titulação, o sulfeto de cálcio e o sulfeto de magnésio por absorção atômica, o sulfeto de potássio por fotometria de chama, concentração de nitrogênio por Kjedahl, o sulfeto de fósforo por colorimétrico e pH do solo por potenciometria. Os valores estão presentes no anexo (tabela A2). Todos os procedimentos foram baseados no Manual de Laboratório de NOGUEIRA; SOUZA (2005). Essas análises foram realizadas no Laboratório de solos da EMBRAPA – Agrobiologia em Seropédica – RJ.

3.2.3 Amostragem dos artrópodes

Os artrópodes foram coletados nos meses de fevereiro e setembro de 2017 e 2018 por meio do método de extrator de Winkler, com 48 horas de extração (AGOSTI; ALOSON, 2000). A aplicação desse método consistiu em coletar amostras de serrapilheira de um quadrante de 0,25m² a um metro de distância de cada árvore e, em seguida, peneirá-la. Por fim, o material peneirado foi depositado no extrator por 48 horas. No laboratório, o material foi triado; neste processo os artrópodes foram separados em ordens e contabilizados. Os grupos taxonômicos foram baseados na classificação de Orgiazzi *et al.* (2016).

3.2.4 Análise de dados

Para testar a diferença da comunidade de artrópodes sob a copa das quatro espécies de árvores, utilizamos a análise de modelos lineares generalizados (GLM) para a

abundância das ordens de artrópodes, e PERMANOVA e NMDS para a composição. As variáveis do solo (concentração de carbono, pH, sulfeto de potássio, sulfeto de alumínio, sulfeto de fósforo, sulfeto de cálcio, sulfeto de magnésio e concentração de nitrogênio) foram reduzidas através de uma análise de componentes principais (PCA), na qual os coeficientes do eixo 1 passaram a representar o solo. Assim, as variáveis investigativas correspondem à altura da serrapilheira, índice de área foliar, circunferência do caule, área da copa, altura da árvore e solo (primeiro eixo da PCA). A diferença dessas variáveis entre as espécies de árvores foi testada por meio da análise de GLM. Para analisar a inter-relações entre as variáveis investigativas foi feito o teste de PCA. Em seguida, realizamos o teste de GLM do eixo 1 dessa PCA entre as espécies de árvores, para verificar se esse eixo possui alguma relação com as espécies de árvores.

Para testar se os efeitos das espécies de árvores estão relacionados com as variáveis investigativas, realizamos a análise de correspondência canônica (CCA) entre a composição de artrópodes e as variáveis investigativas. Para a abundância de artrópodes, foi feito o teste de correlação de *Spearman* com o eixo 1 da PCA das variáveis investigativas.

As análises foram feitas na plataforma R Studio (versão 3.4.0). Utilizamos o pacote Vegan, para os testes de PERMANOVA, NMDS, PCA e CCA; os pacotes stats, lem4 e em means foram usados para o teste de GLM e o pacote Ggplot 2 para análises gráficas. Os dados foram testados quanto à homoscedasticidade das variâncias, por meio do teste de Bartlett; e a normalidade dos resíduos foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk. Através desses testes, constatamos que os dados provenientes de todas as variáveis independentes testadas não apresentaram variâncias homogêneas e distribuição normal. As variáveis investigativas e as variáveis do solo sofreram padronização pela média e o desvio padrão, para permitir comparação entre variáveis com unidades diferentes e por isso desuniformes. (BRAAK & SMILAUER, 1998; FELFILI *et al.*, 2007).

3.3 RESULTADOS

Foram amostrados 6.752 indivíduos, sendo coletados 1.281 e 1.914 em fevereiro e setembro de 2017; e 2.404 e 1.153 em fevereiro e setembro de 2018, respectivamente. Os artrópodes coletados foram distribuídos nas ordens Araneae, Acari, Coleoptera (principalmente Staphylinidae), Collembola, Diplopoda, Diptera, Hemiptera, Isopoda,

Opiliones e Orthoptera. O grupo mais abundante foi Acari, com 4.257 indivíduos, seguido por Collembola, com 628 indivíduos, e Diplopoda, com 554 indivíduos (tabela A3).

A abundância de Araneae foi maior em *Guarea guidonia* e menor em *Inga edulis* e *Nectandra membranacea* (GLM, $p<0,05$) (Figura 1). A abundância das outras ordens de artrópodes não foi diferente entre as espécies de árvores (todos os $Ps \geq 0,05$). A composição de artrópodes não foi diferente entre as espécies de árvores (PERMANOVA, $p = 0,15$) (Figura 2).

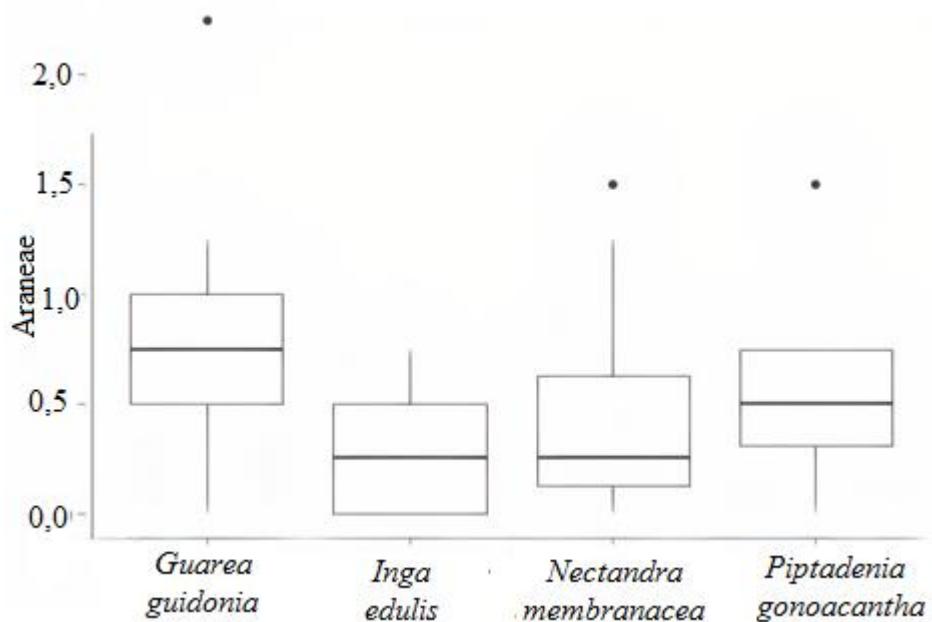


Figura 1-Abundância de Araneae sob a copa de quatro espécies de árvores. Linhas horizontais sólidas nas caixas representam as medianas. As extensões das caixas representam as menores e maiores observações não-discrepantes. Pontos representam os dados extremos.

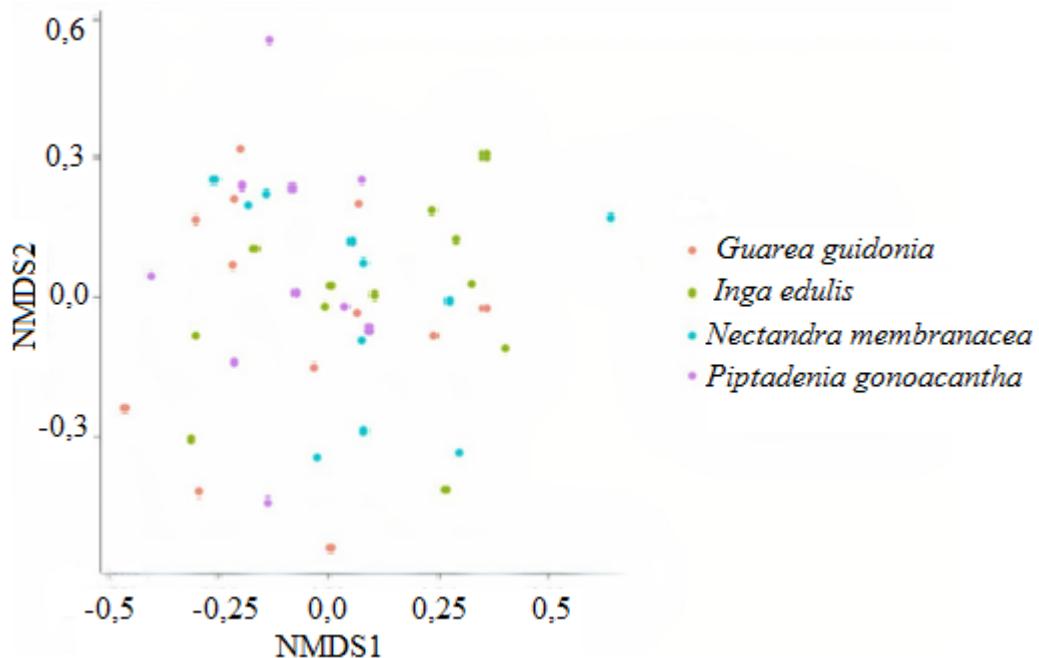


Figura 2- Análise por NMDS da composição de ordens de artrópodes sob a copa de quatro espécies de árvores

A espécie *Inga edulis* possuiu área da copa e altura maior e *Guarea guidonia* uma área menor; *Nectandra membranacea* possuiu circunferência da copa maior e *Guarea guidonia* menor; as outras características não diferem em relação às espécies de árvores (Tabela 01).

Tabela 01 Características da árvore e do ambiente (média) e coeficiente de variação (CV) sob a copa de quatro espécies de árvores. Os valores de P em negrito mostram diferenças estatisticamente significativas entre as variáveis investigativas e as espécies de árvores em P <0,05 (GLM). CAP = circunferência do caule. AC = área da copa. AS= altura da serrapilheira. IAF= índice da área foliar. PG = *Piptadenia gonoacantha*. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. NM = *Nectandra membranacea*.

Árvores									
	GG		IE		PG		NM		P-Value
AC (m ²)	Média	CV	Média	CV	Média	CV	Média	CV	7,60E-05
AC (m ²)	27,3	37%	73,73	52%	42,28	42%	30,49	27%	7,60E-05
CAP (cm)	34,74	30%	68	25%	62,2	28%	75	24%	8,21E-02
Altura (m)	7,81	9%	15,6	15,42%	15,5	15%	12,44	16%	8,76e-07
IAF (cm ²)	0,8	30%	0,77	26%	0,73	33%	0,75	33%	0,95
AS (cm)	1,89	29%	2,11	40%	1,55	40%	2,14	38%	0,06

Os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) explicaram cumulativamente 59% da variação total, sendo PC1 36% e PC2 23%. O gráfico da PCA (com a relação entre os PCs e as variáveis investigativas – Figura 3) mostra que a maioria

das variáveis está positivamente associada com PC1 e PC2. Os coeficientes do eixo 1 da PCA não diferiram entre as espécies de árvores (GLM, $p=0,22$).

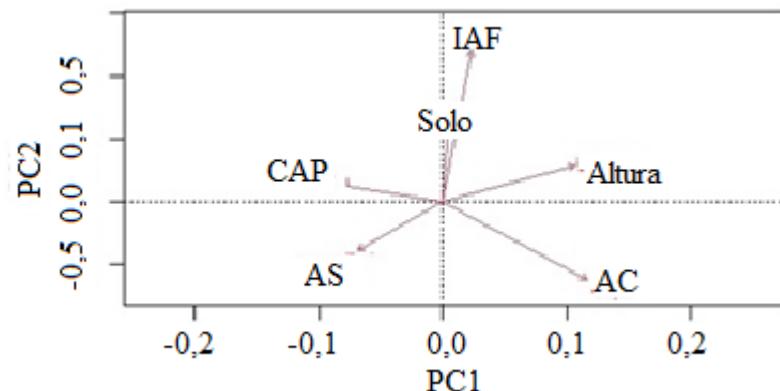


Figura 3- Gráfico da análise dos componentes principais (PCA) com as variáveis investigativas. CAP = circunferência do caule. AC = área da copa. AS= altura da serrapilheira. IAF= índice da área foliar.

A abundância de Araneae foi negativamente correlacionada com o eixo 1 da PCA, considerando as variáveis investigadas ($r_{Spearman} = -0,38$. $p= 0,008$). A abundância das demais ordens não foram correlacionadas (todos os $p \geq 0,12$). Os dois primeiros eixos da CCA explicaram apenas 16%, sendo que o Eixo 1 contribuiu com 11% e o Eixo 2 com 5%. Uma ANOVA confirmou a falta de validação da ordenação (999 replicações $p= 0,18$).

3.4 DISCUSSÃO

A fauna de artrópodes encontrada exibiu padrões de abundância similares a trabalhos presentes na literatura. O grupo mais abundante foi Acari, que determinou mais de 50% dos organismos encontrados, assim como em outros estudos (MORAIS *et al.*, 2010; PALACIOS-VARGAS *et al.*, 2007; WANG *et al.*, 2014; VILARDO *et al.*, 2018; OLIVEIRA, *et al.*, 2018. YALI *et al.*, 2021). A abundância de Collembola, como o segundo mais abundante, também corroborou com a literatura (BURGESS *et al.*, 1999; WIWATWITAYA; TAKEDA, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Apenas a comunidade de aranhas foi influenciada pelas espécies de árvore, como constatado em outros estudos (VEHVILËAINEN *et al.*, 2008; AMPOORTER *et al.*, 2020; LISCHETTI *et al.*, 2022; MATEVESKI; SCHULDT, 2021), que destacam uma maior influência das árvores nativas e menor das árvores exóticas (LISCHETTI, *et al.*, 2022). As aranhas desempenham um papel ecológico fundamental no equilíbrio do meio ambiente,

pois ocupam o topo da cadeia alimentar dos invertebrados (NYFFELER & BIRKHOFER, 2017). Elas são todas carnívoras, alimentando-se predominantemente de insetos/colêmbolos (NYFFELER, 1999; BIRKHOFER & WOLTERS, 2012; PEKÁR & TOFT, 2015). Dessa forma, a espécie da árvore pode influenciar mais fortemente essa comunidade do que, propriamente, a riqueza e a densidade de árvores (MATEVESKI; SCHULDT, 2021), levando em conta o controle de disponibilidade de nicho para predação e a estrutura de galhos fortes para armação de teias (HALAJ *et al.*, 2000).

A baixa influência das espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes pode ser explicada pelo fato de muitos artrópodes possuírem relação indireta com a serrapilheira. Afinal, os artrópodes influenciam diretamente a dinâmica populacional de seus recursos alimentares (bactérias, fungos, protozoários e nematóides). Esses recursos atuam diretamente sobre o substrato da serrapilheira, causando decomposição e ciclagem (MOORE *et al.*, 1988). Assim como no trabalho que identificou que a espécie de árvore não influencia a taxa de decomposição pelos artrópodes (SWART *et al.*, 2022), apoiamos no conceito de que invertebrados presentes na serrapilheira são em grande parte consumidores generalistas (BRÜCKNER *et al.*, 2018; STEINWANDTER; SEEGER, 2020).

Outros estudos também encontraram baixa influência da espécie de árvore sobre a comunidade de artrópodes (DONOSO *et al.*, 2010; DONOSO *et al.*, 2013). Essas pesquisas testaram a influência das espécies de árvores na abundância e diversidade de formigas e ácaros, além dos mecanismos que podem explicar o padrão de distribuição da abundância de artrópodes do solo. Por fim, os autores destacaram que a baixa influência das espécies de árvore pode ser guiada pela influência de entrada de folhas de espécies do entorno e o efeito direto da comunidade decompositora, presente na serrapilheira sobre a comunidade de artrópodes. Os estudos que encontraram relações significativas entre a comunidade de artrópodes e espécies das árvores (STASIOV *et al.*, 2022, MATEVESKI; SCHULDT, 2021, SWART *et al.*, 2020; LISCHETTI *et al.*, 2022) justificaram essa relação devido às espécies de árvores, responsáveis pela produção a serrapilheira, selecionarem diferentes conjuntos de artrópodes (SWART *et al.*, 2020). Para espécies de milípedes, a influência é guiada pela interferência das espécies de árvores sobre as características químicas do solo e da serrapilheira abaixo da sua copa (STASIOV *et al.*, 2022).

Muitas vezes, os recursos e as condições que as plantas fornecem podem influenciar mais a comunidade de artrópodes que vive sob a sua copa do que,

propriamente, a espécie de árvore (KASPARI, 1993; DOMINY *et al.*, 2003; WILLIAMS *et al.*, 2008; DONOSO *et al.*, 2010; LIRA *et al.*, 2021; Vargas *et al.*, 2007; PHATER; KASPARI, 2019; ALBACATE *et al.*, 2020). Ou seja, as características das árvores podem intervir mais na vida dos artrópodes, e essas características podem variar até mesmo dentro de uma mesma espécie de árvore (Tabela 01). Um exemplo disso é a relação positiva entre a densidade de arbustos e a abundância de espécies de escorpiões (LIRA *et al.*, 2021). Os autores justificam esse resultado com a hipótese de heterogeneidade do habitat (MACARTHUR; WILSON, 1967; UETZ, 1979). Portanto, estruturalmente habitats complexos fornecem mais nichos e recursos ambientais, suportando, assim, mais predadores.

A abundância de aranhas foi correlacionada negativamente com as variáveis ambientais, ressaltando a influência das características do ambiente sobre a comunidade dos organismos, como no estudo sobre a riqueza e densidade de milípedes. Nele, os autores encontraram relação positiva com a abertura da copa e a relação negativa com o pH do solo, destacando que o solo influencia a comunidade de milípedes e as árvores influenciam as características do solo (STASIOV *et al.*, 2022). Logo, o efeito da espécie de árvore, sobre a comunidade de artrópodes, pode estar relacionado às suas características e as do ambiente abaixo da sua copa.

3.5 CONCLUSÕES

Diante do exposto, podemos concluir que, as espécies de árvores estudadas aqui não influenciaram diretamente a comunidade de artrópodes. Todavia, esses efeitos podem estar sendo guiados por relações indiretas; como alterações das características químicas do solo, quantidade de galhos para abrigo, qualidade e quantidade de serrapilheira. Logo, a influência dessas espécies sobre o habitat desses organismos pode interferir na sua abundância e composição. Portanto, destaca-se a importância de melhor compreender os padrões dos efeitos das espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes, afinal elas agem no funcionamento do ecossistema e são muito utilizadas no reflorestamento da Mata Atlântica.

CAPÍTULO II

O EFEITO DAS ESPÉCIES DE ÁRVORES DA MATA ATLÂNTICA SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS DE SERRAPILHEIRA

RESUMO

Florestas tropicais são portadoras de mais de 50% da biodiversidade global, porém são também as mais impactadas. Por conta disso, tornou-se alarmante a perda dos seus processos ecossistêmicos. A diversidade vegetal está fortemente ligada à diversidade de formigas, todavia os efeitos que guiam essa relação não são muito claros. Este estudo tem como objetivo avaliar o efeito das diferentes espécies de árvores sob a comunidade de formigas e identificar os possíveis mecanismos que expliquem os padrões observados na resposta da comunidade de formigas presentes na copa de quatro espécies de árvores. A área de estudo corresponde a floresta em processo de restauração, localizada na Reserva ecológica de Guapiaçu, Rio de Janeiro. As formigas foram coletadas através das técnicas de *winkler*, *pitfall* e funil de *Berlese* embaixo da copa das árvores *Guarea guidonea*, *Piptadenia gonoacantha*, *Nectandra membranacea* e *Inga edulis* totalizando 40 indivíduos amostrados. Essas espécies de árvores foram plantadas na área de estudo, são endêmicas e muito abundantes na área. A composição das espécies de formigas foi diferente entre as espécies de árvores, já em relação à riqueza de espécies de formigas não houve diferença. Em relação à riqueza e composição dos grupos funcionais de formigas, não encontramos

padrões significativos entre as espécies de árvores e variáveis ambientais. As características das árvores influenciaram o impacto das mesmas na composição das espécies de formigas, porém esse efeito não é tão claro quanto à riqueza de espécies de formigas e da composição dos grupos funcionais. Sendo assim, é importante abordar as estruturas físicas das espécies de árvores para acompanhar o processo de restauração e selecionar as potenciais espécies a serem utilizadas na prática de restauração ecológica. Visando, neste sentido, recuperar os processos ecossistêmicos de áreas impactadas. Afinal, usar diferentes espécies de árvores auxilia na conservação de um maior número de espécies de formigas, o que possibilita à restauração de diversas funções no ecossistema, como dispersão de sementes e predação.

Palavras-chave: grupo funcional; restauração; variáveis ambientais.

ABSTRACT

Tropical forests are home to more than 50% of global biodiversity, but they are also the most impacted. Because of this, the loss of its ecosystem processes became alarming. Plant diversity is strongly linked to ant diversity, however the effects that guide this relationship are not very clear. Our study aims to evaluate the effect of different tree species on the ant community and identify the possible mechanisms that explain the patterns observed in the response of the ant community present in the canopy of four tree species. The study area corresponds to the forest in restoration process, located in the Ecological Reserve of Guapiaçu, Rio de Janeiro. Ants were collected using winkle, pitfall and Berlese funnel techniques under the canopy of *Guarea guidonea*, *Piptadenia gonoacantha*, *Nectandra membranacea* and *Inga edulis* trees, totaling 40 individuals sampled. These tree species were all plants in the study area, they are endemic and very abundant in the area. The composition of the ant species was different among the tree species, in relation to the

richness of ant species there was no difference. Regarding the richness and composition of ant functional groups, we did not find significant patterns between tree species and environmental variables. Tree characteristics influenced their impact on ant species composition, but this effect is not as clear as ant species richness and functional group composition. Therefore, it is important to address the physical structures of tree species to monitor the restoration process and select potential species to be used in ecological restoration practice. Aiming, in this sense, to recover the ecosystem processes of impacted areas. After all, using different species of trees helps to conserve a greater number of ant species, which makes it possible to restore various functions in the ecosystem, such as seed dispersal and predation.

Keywords. environmental variables; functional group; restoration.

4.1 INTRODUÇÃO

Florestas tropicais estão passando por fortes impactos. (BARLOW *et al.*, 2018; MALHI *et al.*, 2014; ZWIENER *et al.*, 2018). Entre 2000 e 2018, o seu desmatamento correspondeu a mais de 90% do desmatamento global. (FAO, 2020). Devido a essas constantes degradações e a esses ecossistemas manterem mais de 50% da biodiversidade global a perda dos processos ecossistêmicos tornou-se um assunto alarmante (CARDINALE *et al.*, 2012; TILMAN *et al.*, 2001; WEISSE *et al.*, 2017). Para reverter esse cenário, uma das estratégias é a recuperação dos ambientes degradados (CORDEIRO-BEDUSCHI, 2020). O objetivo é reverter o quadro de degradação, possibilitando o

aumento da resiliência da biodiversidade e a restauração dos serviços ecossistêmicos. (WORTLEY *et al.*, 2013)

Um ambiente com maior diversidade vegetal pode sustentar animais com estratégias de forrageamento do solo até o topo das árvores (LUCKY *et al.*, 2013), através da disponibilidade de diferentes recursos alimentares, como frutos, sementes e folhas e meios para abrigo, como galhos, tronco e serrapilheira, além de possuírem características que podem atrair ou repelir os animais, como taninos e fenóis. (KASPARI, 1993; DOMINY *et al.*, 2003; WILLIAMS *et al.*, 2008) Com isso, a composição de árvores pode influenciar a composição dos animais, sendo muitas vezes uma relação positiva. Por exemplo, a composição de espécies arbóreas influenciou a riqueza de espécies de aranhas arbóreas, sendo observada uma maior riqueza de espécies de aranhas em parcelas que abrigam uma maior riqueza de árvores (MATEVSKI & SCHULDT, 2021). Além disso, a riqueza de espécies de formigas e árvores estão positivamente correlacionadas, destacando que essa variação é guiada pela influência conjunta dos fatores ambientais e espaciais (VASCONCELOS *et al.*, 2019).

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são animais com diferentes papéis ecológicos. Dentro da comunidade de árvores, as formigas são dispersoras e predadoras de sementes, além de cortadoras de folhas (RICO-GRAY & OLIVEIRA, 2007). Em relação a comunidade de invertebrados, as formigas são predadoras e competidoras, alterando a densidade e diversidade locais de artrópodes (SANDER & VAN VEEN, 2011). São construtoras de ninhos (SORVARI *et al.*, 2012; ELO *et al.*, 2016), sendo consideradas engenheiras do ecossistema (FOLGARAIT, 1998; MEYER *et al.*, 2013). No mais, possuem uma grande riqueza de espécies, sendo identificadas mais de 16000 (ANTWEB, 2023).

Na literatura já está claro que diferentes espécies de formigas estão associadas a diferentes tipos de vegetação (KUMSCHICK *et al.*, 2009; VASCONCELOS, 2019). Estudos diversos investigam os fatores que podem guiar essa relação, como, por exemplo, a composição de formigas afetadas pela densidade foliar e circunferência das árvores (SAMPAIO, *et al.*, 2023), concluindo que a estrutura da vegetação influenciou positivamente a diversidade de formigas. A riqueza de espécies de formigas é maior em locais com maior disponibilidade e diversidade de microhabitats para a formação de ninhos (RIBAS *et al.*, 2003; MARQUES & DEL-CLARO, 2006; RIBAS & SCHOEREDER, 2007; PACHECO & VASCONCELOS, 2012; FAGUNDES *et al.*, 2015). Desta forma, as

formigas, com importantes funções ecossistêmicas, podem responder de forma distinta a mudanças na complexidade de habitats e microclimas (HERTZOG, *et al.*, 2016; LANGELLOTTO & DENNO, 2004). No entanto, não sabemos se essa associação está ligada a algumas espécies de árvores e se esse efeito é guiado por suas características físicas e do ambiente.

Este estudo tem como objetivo avaliar o efeito das espécies de árvores sobre a comunidade de formigas e identificar os possíveis mecanismos que expliquem os padrões observados na resposta da comunidade de formigas sob a copa de quatro espécies de árvores. Assim, delineamos duas hipóteses 1) A riqueza e composição de espécies e grupos funcionais de formigas são diferentes sob a copa de *Inga edulis Marte Nectandra membranacea*(SW) Griseb, *Guarea guidonia*(L.) Sleumere *Piptadenia gonoacantha*(Mart.) J.F. Macbr;2) O efeito da espécie de árvore na comunidade de formigas está relacionado à altura da árvore, área da copa, índice da área foliar e circunferência do caule e àquelas do ambiente abaixo da sua copa, como altura da serrapilheira e características químicas do solo. Onde as árvores com maior altura, área de copa, circunferência do caule e menor índice de área foliar abrigam uma maior riqueza de espécies e grupos funcionais de formigas. Outro fator de efeito está relacionado a ambientes com grande altura de serrapilheira e variadas características químicas do solo que abrigam uma maior riqueza de espécies e grupos funcionais de formigas.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A área estudada pertence a Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro (22°27'14.8608" S, 42°46'12.9678" W). Este espaço foi criado em 1996 e se tornou uma Unidade de Conservação do tipo Reserva Particular do

Patrimônio Natural (RPPN), no ano de 2012 (AZEVEDO *et al.*, 2018). O clima da região é quente e úmido, sem uma estação marcadamente seca, correspondendo ao tipo Af. (KOPPEN, 1948) A temperatura média anual é de 21,9 °C; janeiro e fevereiro são os meses mais quentes, e junho e julho os mais frios (ALENCAR, 2016). A precipitação média anual é de 2280 mm, com junho e julho sendo os meses mais secos, e dezembro e janeiro com os maiores índices pluviométricos (CLIMATE-DATE.ORG. 2020). A área estudada é um reflorestamento implantado em 2008 sobre relevo totalmente plano (AZEVEDO *et al.*, 2018). No momento das amostragens, a área reflorestada tinha 9 e 10 anos de idade. Selecionamos espécies de árvores utilizadas frequentemente nos reflorestamentos da Mata Atlântica, além de serem naturais desse bioma e localmente muito abundantes. (AZEVEDO *et al.*, 2018; SANSEVERO *et al.*, 2011) As espécies escolhidas foram *Guare aguidonea* (GG) Meliaceae, *Piptadenia gonoacantha*, (PG) Fabaceae, *Nectandra membranacea* (NM) Lauraceae e *Inga edulis* Fabaceae, sendo 10 indivíduos de cada espécie, totalizando 40 indivíduos amostrados.

4.2.2 Variáveis ambientais

Para cada indivíduo das espécies de árvores aferimos a sua altura, através de estimativa visual e circunferência do caule (CAP), com o auxílio de uma fita métrica a um metro do solo. Para os diâmetros das copas, inferimos duas medidas a partir do caule até as extremidades da copa da árvore, formando uma cruz. O índice de área foliar (IAF) foi calculado através da fotografia hemisférica (DENSLAW; GUZMAN, 2000), que consistiu na fotografia da copa a uma altura de um metro com a câmera direcionada no ponto norte. Foi delimitada uma parcela de 0,25m², para a qual foi medida a altura da serrapilheira (AS) com uma régua de metal nos quatro cantos extremos da parcela.

Para os dados de solos, coletamos, nos mesmos pontos da altura da serrapilheira, quatro amostras de solo com um extrator de 10cm de profundidade. Em seguida, as amostras eram misturadas e armazenadas em saco plástico (ver capítulo 01). Os valores estão presentes no anexo (tabela A2).

4.2.3 Amostragem das formigas

Durante os meses de fevereiro e setembro de 2017 e 2018 coletamos amostras de serrapilheira, utilizando um quadrante de 0,25m² a um metro de distância de cada árvore

marcada. Para a extração das formigas presentes na serapilheira, utilizamos o método do extrator de *Winkler*, por 48 horas (AGOSTI & ALOSON, 2000). Durante os meses de setembro de 2017 e abril e setembro de 2018 utilizamos a técnica de *pitfalls*, a qual consiste em inserir um copo até a boca atingir o nível do solo, com uma solução composta por água, sal e detergente, para quebrar a tensão superficial da água (AQUINO, et al. 2006). Os *pitfalls* ficaram ativos por 48 horas. Durante os meses de abril e setembro de 2018 (tabela 01) foram coletadas amostras de solo em três pontos a 1m de distância do centro de cada um dos locais de amostragem. No mesmo dia, as amostras de solo foram submetidas ao funil de *Berlese-Tüllgren*, por sete dias sequentes com frascos contendo álcool etílico a 50%. Em seguida todos os materiais foram levados ao laboratório, onde passaram por triagem: onde foram separadas as formigas dos outros organismos; montado, morfoespeciado e identificado, quando possível, ao nível de espécie com a colaboração do Dr. Rodrigo M. Feitosa e equipe (Universidade Federal Parana – UFPR). Posteriormente, consultando a literatura, categorizamos as espécies identificadas em grupos funcionais (PANIZZI & PARRA, 2012). Para todas as técnicas e em cada período foram coletadas 40 amostras.

4.2.4 Análise de dados.

Para testar a diferença da comunidade de formigas sob a copa das quatro espécies de árvores, utilizamos a análise de GLM para riqueza de espécies de formigas, e para composição utilizamos os testes de PERMANOVA e PERMDISP, ambos com base em 999 permutações e similaridade de Jaccard. PERMDISP é uma análise de homogeneidade multivariada de dispersões de grupos. Ela é utilizada para auxiliar a PERMANOVA a elucidar os efeitos de posição e dispersão da composição das amostras. As variáveis do solo (concentração de carbono, pH, sulfeto de potássio, sulfeto de alumínio, sulfeto de fósforo, sulfeto de cálcio, sulfeto de magnésio e concentração de nitrogênio) foram reduzidas através do teste de PCA, no qual os coeficientes do eixo 1 passaram a representar a variável do solo. Assim, as variáveis investigativas correspondem à altura da serrapilheira, índice de área foliar, circunferência do caule, área da copa, altura da árvore e do solo.

Para testar se os efeitos das espécies de árvores sobre a comunidade de formigas estão relacionados com as variáveis investigativas, realizamos a correlação de *Spearman* para a riqueza de espécies de formigas com cada variável investigativa e a análise de

correspondência canônica (CCA) entre a composição de espécies de formigas e as variáveis investigativas. Nesta CCA, foram eliminadas da análise as variáveis que causam multicolinearidade entre os dados e, por isso, apresentaram alta redundância (fator de inflação da variância > 20). Além das variáveis com baixas correlações com os eixos 1 e 2 (ter BRAAK & SMILAUER 1998), permanecendo na análise as variáveis investigativas altura da serrapilheira, solo, altura da árvore, índice de área foliar e área da copa, ou seja, a variável investigativa circunferência do caule foi eliminada.

Utilizando o modelo da elipse, o valor da área da copa (AC) foi estimado multiplicando o produto dos valores dos diâmetros ao valor de pi (π) (diâmetro maior x diâmetro menor x π). As fotos da copa da árvore foram analisadas no software *Hemiview 2.1* para obtenção dos valores do IAF. Todas as medidas das árvores foram feitas em fevereiro de 2017, apenas o IAF e altura da serrapilheira foram mensuradas em fevereiro e setembro de 2017 e 2018.

As análises de dados foram feitas no R Studio (versão 3.4.0). Utilizamos o pacote Vegan, para os testes de PERMANOVA, PERMDISP, PCA e CCA, os pacotes stats, lem4 e emmeans para o teste de GLM. Os dados foram testados quanto à homoscedasticidade das variâncias, através do teste de Bartlett, e à normalidade dos resíduos, através do teste de Shapiro-Wilk. Por meio desses testes, constatamos que os dados provenientes de todas as variáveis independentes ali testadas, não apresentaram variâncias homogêneas e distribuição normal. As variáveis investigativas e do solo sofreram padronização pela média e desvio padrão para permitir comparação entre variáveis com unidades diferentes (ter BRAAK & SMILAUER 1998; FELFILI *et al.*, 2007).

4.3 RESULTADOS

Foram coletadas 101 espécies de formigas. Deste total, 65 espécies foram nominalmente identificadas em 28 gêneros distintos e 10 grupos funcionais (tabela A4). As espécies mais frequentes foram *Rogeria scobinata* (Kugler, 1994) e *Pheidole subarmata* (Mayr, 1884). A riqueza de espécies de formigas variou de 17 a 30 sob a copa de *Guarea guidonia* (mediana= 20,5), de 17 a 28 sob a copa de *Inga edulis* (mediana=22,5), de 17 a 37 sob a copa de *Nectandra membranacea* (mediana=22,5) e de 17 a 25 sob a copa de *Piptadenia gonoacantha* (mediana=23). O gênero mais frequente foi *Solenopsis*, seguido por *Strumigenys*. Os gêneros com maior riqueza foram, em ordem decrescente, *Pheidole*(12), *Strumigenys*(9) e *Solenopsis* (9). O grupo funcional mais frequente foi Generalistas, seguido por Predadoras Generalistas Hipogeicas.

A riqueza de espécies de formigas não diferiu entre as espécies de árvores (GLM, $p=0,68$). A composição de espécies de formigas foi diferente entre as espécies de árvores PERMANOVA, $p<0,01$). A dispersão das espécies de formigas não diferiu entre as espécies de árvores (PERMIDISP, $p=0,75$) (Figura1).

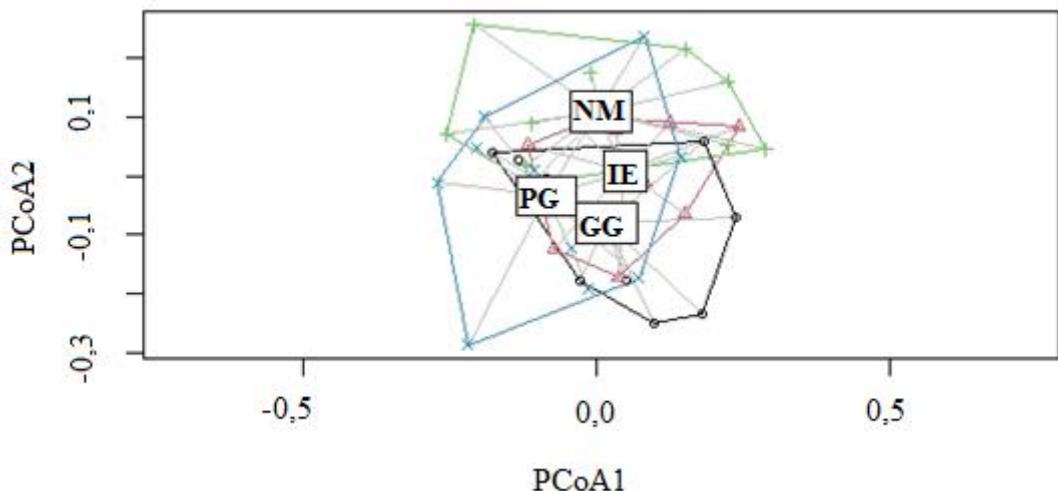


Figura 3 Gráfico de variação na composição de formigas entre as espécies de árvores, com base nas diferentes matrizes de distância. As cores correspondem às espécies de árvores. NM = *Nectandramembranacea* IE= *Ingaedulis* GG= *Guareaguidonia* PG= *Piptadeniagonoacantha*.

A riqueza de espécies de formigas não foi correlacionada com as variáveis investigativas (todos os $p \geq 0,18$). A ordenação CCA produzida explicou 88,5% dos dados de dispersão, incluindo 30,2% o que é explicado pelo primeiro eixo e 22% que é explicado pelo segundo eixo. Uma ANOVA confirmou a validade da ordenação (999 replicações, $p = 0,001$). A área da copa foi correlacionada positivamente com o eixo 1 ($R= 0,75$ $p<0,01$), o índice de área foliar e do solo foram correlacionados negativamente com o eixo 1 ($R= -54$, $p<0,01$. $R= - 36$, $p<0,02$), a altura da árvore e a altura da serrapilheira não foram correlacionados significativamente com o eixo 1 ($R=0,12$, $p=0,93$. $R= 0,17$, $p=0,28$, respectivamente) (Figura 2).

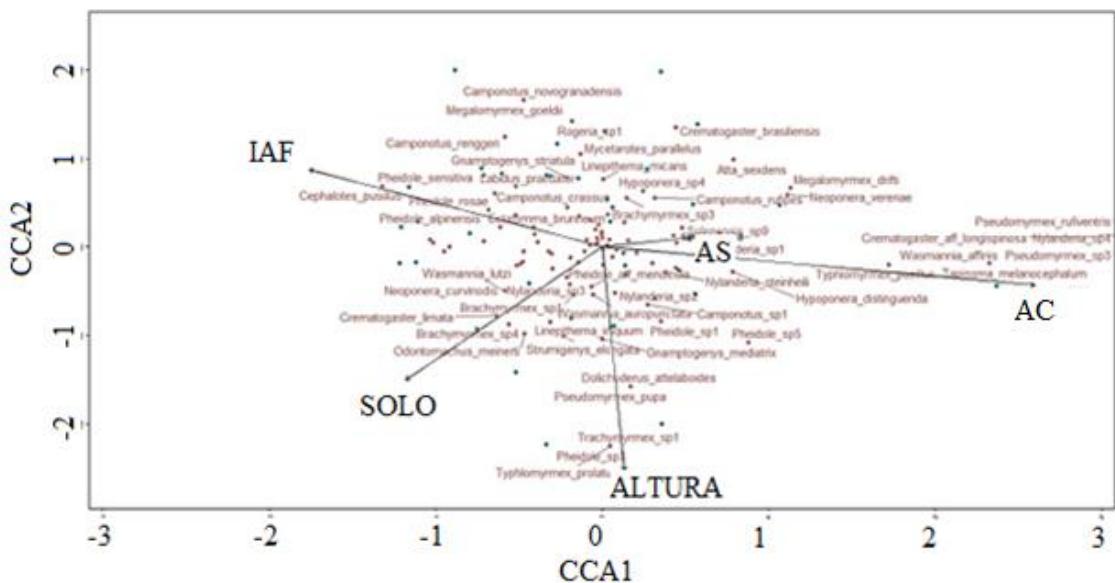


Figura 4 Relações entre a composição de espécies de formigas e as variáveis investigativas estudadas (CCA). IAF= índice de área foliar AS= altura da serrapilheira AC= área da copa.

A riqueza de grupos funcionais de formigas não diferiu entre as espécies de árvores (GLM, $p=0,92$). A composição de grupos funcionais de formigas não diferiu entre as espécies de árvores. (PERMANOVA, $p=0,19$). A dispersão dos grupos funcionais de formigas não diferiu entre as espécies de árvores (PERMIDISP, $p=0,85$) (Figura 3).

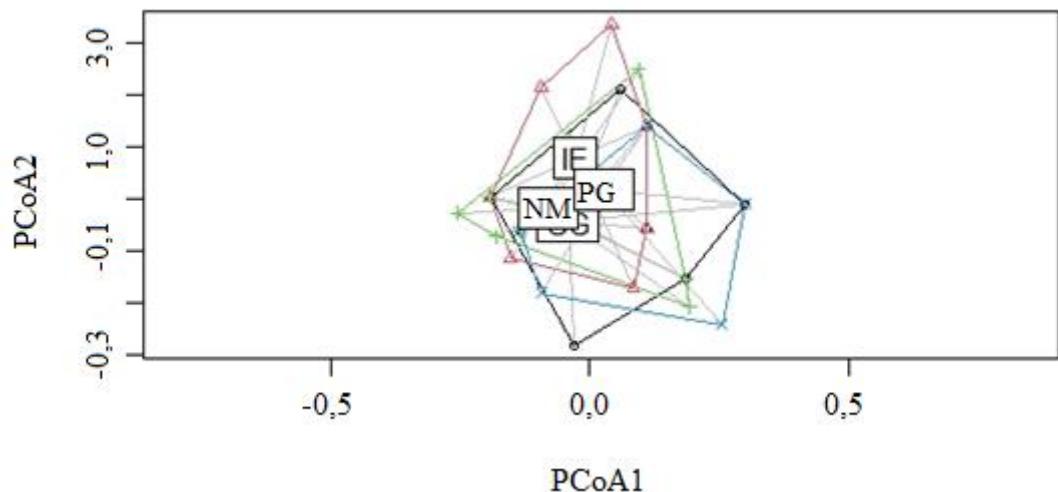


Figura 5 Gráfico de variação na composição de grupo funcional de formigas entre as espécies de árvores, com base nas diferentes matrizes de distância. As cores correspondem às espécies de árvores. NM = *Nectandra membranacea* IE= *Inga edulis* GG= *Guarea guidonia* PG= *Piptadenia gonoacantha*.

A composição de espécies generalistas e predadoras de formigas não diferiu entre as espécies de árvores. (PERMANOVA, $p=0,25$. $p=0,74$). A dispersão das espécies de formigas generalistas e predadoras não diferiu entre as espécies de árvores (PERMIDISP, $p=0,85$. $p=0,49$, respectivamente) (Figura 4).

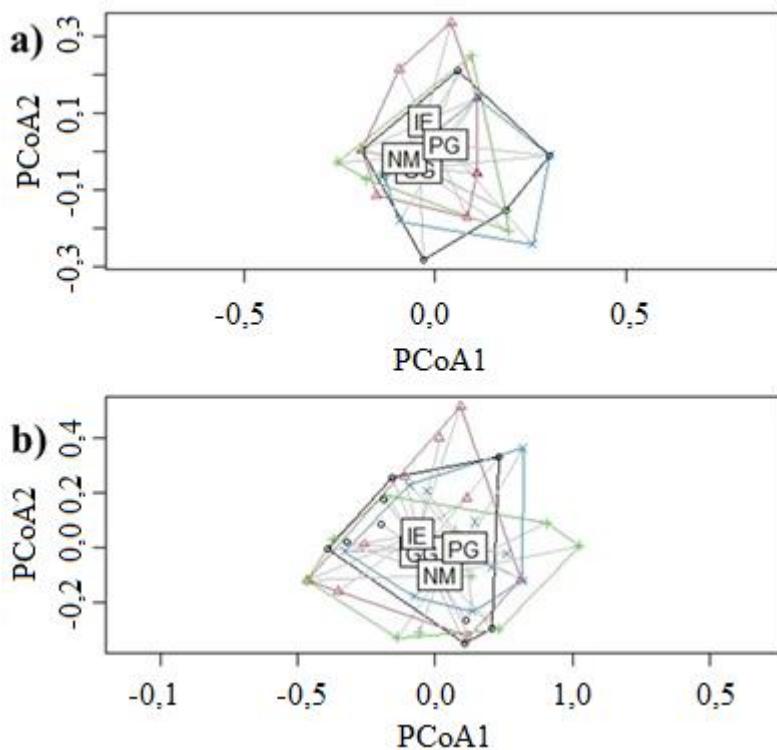


Figura 4 Gráficos de variação na composição de formigas entre as espécies de árvores, com base nas diferentes matrizes de distância. a) corresponde a espécies generalista b) corresponde a espécies predadoras. As cores correspondem às espécies de árvores. NM = *Nectandra membranacea* IE= *Inga edulis* GG= *Guarea guidonia* PG= *Piptadenia gonoacantha*.

A riqueza de grupos funcionais de formigas não foi correlacionada com as variáveis investigativas (todos os $p \geq 0,26$). A ordenação CCA produzida explicou 31,5% dos dados dispersos, incluindo 15,2% o que é explicado pelo primeiro eixo e 14% que é explicado pelo segundo eixo. Uma ANOVA confirmou a falta de validade da ordenação (999 replicações, $p = 0,27$).

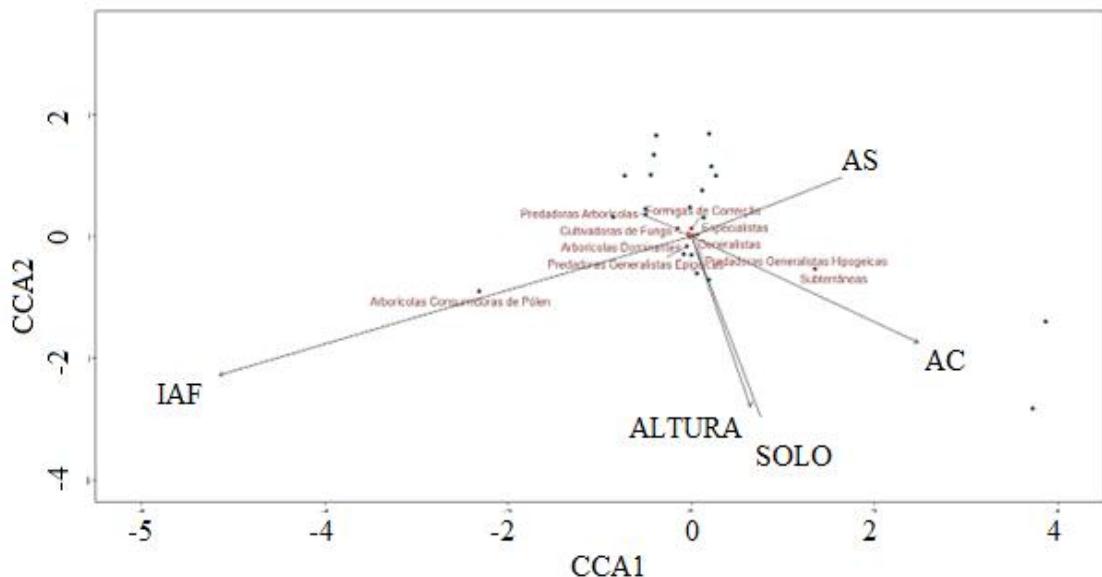


Figura 5 Relações entre a composição de grupos funcionais de formigas e as variáveis investigativas estudadas (CCA). IAF= índice de área foliar AS= altura da serrapilheira AC= área da copa.

4.4 DISCUSSÃO

A fauna de formigas registrada exibiu padrões de frequência e riqueza similares a estudos anteriores em ambientes tropicais (OLIVEIRA *et al.*, 2017; QUEIROZ & RIBAS, 2016). Outro estudo encontrou *Rogeria scabinata* e *Pheidole subarmata* como espécies mais frequentes (OLIVEIRA *et al.*, 2017). *Solenopsis* é um gênero muito frequente em amostras de serrapilheira (BACCARO *et al.*, 2015; WARD, 2000). *Pheidole*, um gênero com grande diversidade e dominância (WILSON, 2003), foi o gênero mais rico em espécies. Além disso, esse gênero possui uma ampla distribuição geográfica e grande habilidade de dispersão, sendo suas espécies localmente frequentes, como a *Pheidole subarmata* (SILVESTRE *et al.*, 2003). Como a área estudada é um ambiente em processo de restauração (AZEVEDO *et al.*, 2012), a frequência de formigas generalistas foi maior por conta do histórico de perturbação, afinal essas espécies preferem locais perturbados e não necessitam de alimentação especializada (BUENO, *et al.*, 2017).

A composição de espécies de formigas foi diferente entre as espécies de árvores. Já em relação à riqueza de espécies de formigas não houve diferença, indicando que a espécie de árvore não afeta diretamente a quantidade de espécies de formigas presentes abaixo de sua copa, mas sim quais são essas espécies. Essa relação pode ser guiada pelas características e mudanças desses microhabitats, proporcionadas pelas espécies de árvores, as quais afetam a composição de espécies de formigas (KUMSCHICK *et al.*, 2009;

SAMPAIO *et al.*, 2023). Como *Inga edulis* que, devido à presença, entre folíolos, de nectários extraflorais, possuem associação com formigas para proteção contra herbívoros (PIREDA *et al.*, 2018), *Guarea guidonia* possui as formigas como promotoras da germinação de suas sementes (LEAL *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2019). Relações indiretas devido a características mais abrangentes, como *Piptadenia gonoacantha* que por ser uma espécie decídua apresentam uma maior disponibilidade de luz sob suas copas (GANDOLFI *et al.*, 2007). O que pode causar diferenças microclimáticas locais, afetando negativamente a riqueza de espécies de formigas especialistas de áreas abertas (RIBAS & QUEIROZ, 2016). *Nectandra Membranacea* possui uma maior heterogeneidade ambiental entre os indivíduos de sua espécie (LAMEIRA *et al.*, 2019), o que pode levar a uma maior diversidade de formigas (VASCONCELOS *et al.*, 2019). Assim, algumas espécies de árvores possuem um efeito direto sobre a comunidade de formigas devido a suas características serem mais seletivas.

As variáveis investigativas não influenciaram a riqueza de espécies de formigas, e sim, a composição, reforçando que as características das árvores possuem um padrão claro em relação às espécies de formigas abaixo de sua copa, mediado então pela complexidade estrutural da vegetação (WOLTERS, *et al.*, 2006; KISSLING, *et al.*, 2008; ROONEY & AZERIA, 2015). Por exemplo, a cobertura do dossel teve efeito negativo na comunidade de formigas, já a altura e circunferência da árvore não apresentaram efeito significativo (QUEIROZ & RIBAS, 2016), padrão similar encontrado em nosso estudo. Outros estudos concluíram que apenas a circunferência do caule da árvore influenciou a composição de espécies de formigas (SAMPAIO *et al.*, 2023) e encontraram forte relação da comunidade de formigas com a qualidade e quantidade de serrapilheira (CAMARA *et al.*, 2019; SAYER, 2006; CIERJACKS *et al.*, 2007; DONOSO *et al.*, 2013). Assim, as características das árvores influenciam a comunidade de formigas, porém essa relação possui uma forte variação de acordo com as espécies de árvores presentes.

Em relação aos grupos funcionais de formigas, não encontramos padrões significativos entre as espécies de árvores e com as variáveis ambientais. Limitações na abordagem de grupo funcional para comunidades já é discutido na literatura (ANDERSEN, 2000), destacando o efeito de compensação entre generalidade e precisão. Como a área estudada trata-se de um reflorestamento (AZEVEDO *et al.*, 2012), o restabelecimento dos grupos funcionais de formigas ocorreu mais rápido do que as espécies de formigas (CASIMIRO *et al.*, 2019), o que justifica encontrarmos padrões para composição de

espécies e não para grupos funcionais. Logo, espécies generalistas foram encontradas em maior riqueza neste estudo, as quais são mais adaptadas e não possuem hábitos seletivos (ANDERSEN, 2000), sendo então menos afetadas pelas diferenças de características das árvores.

4.5 CONCLUSÕES

Conclui-se que as características das árvores mediaram o seu efeito sobre a composição de espécies de formigas. Porém, esse efeito não é tão claro quanto à riqueza de espécies de formigas e composição dos grupos funcionais. Sendo assim, é importante abordar as estruturas físicas das espécies de árvores para acompanhar o processo de restauração e ajudar na escolha de outras potenciais espécies a serem utilizadas na restauração ecológica, visando recuperar os processos ecossistêmicos de áreas impactadas. Afinal, usar diferentes espécies de árvores auxilia na conservação de um maior número de espécies de formigas. O que possibilita a restauração de diversas funções no ecossistema, como dispersão de sementes e predação.

CAPÍTULO III

CONCORDÂNCIA ENTRE PLANTAS REGENERANTES, FORMIGAS E OUTROS ARTRÓPODES NA MATA ATLÂNTICA: A IMPORTÂNCIA DA IDENTIDADE DAS ÁRVORES NO DOSSEL. *

*Publicado na revista Iheringia (Zoologia) incluir numero do ISSN

RESUMO

O monitoramento das práticas de restauração é um processo caro, mas essencial para verificar o seu sucesso. Uma forma de reduzir os custos amostrais é por meio da utilização de indicadores de biodiversidade, termo utilizado para um grupo funcional ou taxonômico que é concordante com outro grupo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a concordância entre a riqueza e a composição de plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes sob o dossel de quatro espécies arbóreas em uma área de restauração na Mata Atlântica, Brasil, bem como determinar a relação das comunidades biológicas com parâmetros ambientais e espaciais. Foi encontrado que as variáveis ambientais, muitas vezes ligadas a identidade da árvore, são preponderantes para determinar a relação entre formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. Além disso, as formigas demonstraram ser indicadores fracos da composição de plantas regenerantes e essa relação não foi guiada pelas variáveis ambientais e espaciais. Assim, os resultados aqui encontrados recomendam cautela ao utilizar formigas como indicadores de biodiversidade de plantas e outros artrópodes em programas de monitoramento na Mata Atlântica.

Palavras-chave. Monitoramento; Variáveis ambientais; Variáveis espaciais.

ABSTRACT

Monitoring restoration practices is an expensive process, but essential to verifying their success. One way to reduce sampling costs is using biodiversity indicators, a term used for a functional or taxonomic group that is in agreement with another group. The objective of this work was to evaluate the agreement between the richness and composition of regenerating plants, ants and other arthropods under the canopy of four tree species in a restoration area in the Atlantic Forest, Brazil, as well as to determine the relationship of biological communities with parameters environmental and spatial. It was found that environmental variables, often linked to the tree's identity, are preponderant in determining the relationship between ants, other arthropods and regenerating plants. In addition, ants proved to be weak indicators of the composition of regenerating plants and this relationship was not guided by environmental and spatial variables. Thus, the results found here recommend caution when using ants as indicators of plant biodiversity and other arthropods in monitoring programs in the Atlantic Forest.

Keywords. Environmental variables, spatial variables, monitoring.

5.1 INTRODUÇÃO

O sucesso dos esforços para conservar o meio ambiente e a compreensão dos efeitos dos impactos antrópicos sobre a biodiversidade ainda são incertos, considerando as múltiplas ameaças à biodiversidade (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2014). Para isso, é importante monitorar as práticas de restauração, com o intuito de observar e quantificar as mudanças nas comunidades bióticas, além de comprovar a sua eficácia (LINDENMAYER & LIKENS, 2010; VACKAR *et al.*, 2012). Uma forma de fazer isso é por meio da utilização de indicadores de biodiversidade, termo utilizado para um grupo funcional ou taxonômico que reflete a medida da diversidade de um outro grupo no mesmo ambiente (MCGEOCH, 1998). Cada vez mais o uso de indicadores de biodiversidade vem sendo sugerido para simplificar a obtenção de dados destinados ao monitoramento da restauração (CARO, 2010; LINDENMAYER & LIKENS, 2011), reduzindo os esforços amostrais e de identificação de espécies, e proporcionado um monitoramento com menor custo de investimento (PAWAR *et al.*, 2007).

Para um grupo biológico ser considerado um bom indicador é necessário exibir forte concordância (acima de 0,75) com outro grupo, ou com diferentes grupos (LEAL *et al.*, 2010; ROSSER, 2017). Assim, alterações na comunidade de um grupo indicador refletirão modificações em outros grupos (WESTGATE *et al.*, 2014). Muitos estudos ainda encontram concordâncias baixas (abaixo de 0,75), ou até mesmo não significativas ($p>0,05$) (CARNEIRO *et al.*, 2019; SKARBEK *et al.*, 2019), concluindo que um determinado grupo não é um bom indicador do outro grupo abordado. Por outro lado, uma concordância significativa pode ser guiada pelo fato de que diferentes grupos respondem da mesma forma às variáveis ambientais e espaciais (TONKIN *et al.*, 2016; LANDEIRO *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012), ou por terem as mesmas interações ecológicas. Por exemplo, a concordância entre a riqueza de espécies de diatomáceas, macroinvertebrados e peixes não se manteve significativa quando corrigido o efeito das variáveis espaciais e ambientais, sendo a relação influenciada pelas escalas espaciais e pelas características hidrográficas (BAE *et al.*, 2014). Em outro estudo, os peixes se mantiveram concordantes com o fitoplâncton e o perifiton, mesmo quando o efeito das variáveis ambientais e espaciais foi excluído (PADIAL *et al.*, 2012). Dessa forma, a concordância não ocorre pelo simples fato de os organismos responderem da mesma forma às condições e recursos disponíveis, mas também por serem influenciados por fatores como interações ecológicas,

biogeográficas ou até mesmo evolutivas (PADIAL, *et al.*, 2012). Portanto, é crucial o estudo do ambiente e da distribuição espacial dos organismos para entender a relação dos grupos utilizados como indicadores de biodiversidade (LANDEIRO *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012; VASCONCELOS *et al.*, 2019; WESTGATE *et al.*, 2014; DUAN *et al.*, 2016).

Dado o efeito positivo da diversidade arbórea na diversidade de animais (CASTAGNEYROL & JACTEL, 2012; VASCONCELOS *et al.*, 2019), é possível que essa relação se aplique aos seus efeitos na diversificação do alimento e na disponibilidade de abrigo para os animais (KISSLING *et al.*, 2008). Por exemplo, há uma relação positiva entre a abundância de artrópodes e as características do ambiente, tais como cobertura e biomassa do sub-bosque, qualidade da serapilheira e abundância e altura da árvore (ALBACATE *et al.*, 2020). Outros trabalhos também destacam que os artrópodes são afetados pela estrutura da serapilheira (CAMARA *et al.*, 2019; SAYER, 2006; CIERJACKS *et al.*, 2007; DONOSO *et al.*, 2013) e pela área basal da árvore (FERRENBERG *et al.*, 2019). Assim, de acordo com suas características, as árvores podem ser responsáveis pela estrutura da comunidade de artrópodes e sua distribuição.

Os artrópodes são comumente utilizados como indicadores de biodiversidade (BAE *et al.*, 2014; LOUZADA *et al.*, 2010; ROSSER, 2017; SAUBERA *et al.*, 2004; HOWARD *et al.*, 1998; BORGES *et al.*, 2021), pois são abundantes, diversos, facilmente amostrados, sensíveis às alterações ambientais e encontrados em diferentes tipos de ecossistemas (SANTOS & FERNANDES, 2020). Dentre esses organismos, as formigas representam um grupo-chave nas comunidades locais, apresentando diversos papéis funcionais (FOLGARAIT, 1998; GRIFFITHS *et al.*, 2017), como a dispersão de sementes, além de relações mutualísticas com plantas (RICO – GRAY & OLIVEIRA, 2007; FERNANDES *et al.*, 2019; PARR *et al.*, 2016). As formigas podem ser influenciadas por fatores ambientais locais. Isso se deve ao fato de, devido a sua organização em colônias, (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990) serem considerados animais estacionários. Portanto, contrapõem-se aos animais que são encontrados em um local, mas estão apenas de passagem (p. ex. aves) (DUNN, 2004). Estudos apontam correlações significativas entre a riqueza de espécies de formigas e outros organismos, destacando a importância da utilização de formigas como indicadores biológicos (LEAL *et al.*, 2010; ROSSER *et al.*, 2017). Formigas também são muitas vezes relacionadas com a comunidade de plantas, devido a sua relação direta na obtenção de alimento e abrigo (VASCONCELOS *et al.*, 2019; RIBAS *et al.*, 2003). Outros

organismos utilizados como indicadores do sucesso da restauração de áreas degradadas são as plantas que nascem sob a copa das árvores maiores (HOLL & AIDE, 2011; SANSEVERO & GARBIN, 2015), comumente chamadas de plantas regenerantes, as quais são originadas a partir do desenvolvimento natural da restauração (LAMEIRA, *et al.*, 2019). A permanência das plantas regenerantes comprova a eficiência da dispersão de sementes e o estabelecimento de mudas, os quais são fundamentais para a manutenção da diversidade e a restauração dos processos ecológicos (CARNEVALE & MONTAGNINI, 2002; SANSEVERO *et al.*, 2011; SUGANUMA *et al.*, 2014). Porém, ainda não se sabe o quanto esses organismos, formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes, são concordantes entre si e o quanto a comunidade de árvores do entorno influenciam essa relação.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a concordância entre a comunidade de plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes sob a copa de quatro espécies arbóreas. Além disso, testamos se a concordância entre as comunidades abordadas é influenciada pelos parâmetros ambientais e espaciais, e a identidade das espécies arbóreas. Mais especificamente, nosso objetivo foi responder três perguntas: 1) as comunidades de formigas, plantas regenerantes e outros artrópodes são concordantes? 2) a identidade da árvore influencia a concordância entre os grupos taxonômicos? e 3) a concordância das comunidades é influenciada pelos parâmetros ambientais (altura, circunferência do caule, área da copa e índice de área foliar da árvore e altura da serrapilheira) e espaciais (coordenadas das árvores)?

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na reserva ecológica de Guapiaçu (REGUA), Cachoeiras de Macacu, RJ (22°27'14.86''S, 42°46'12.96''O). O clima local é do tipo tropical (**Af**), segundo a classificação de Koppen, com temperatura média anual de 22,4 °C; janeiro e fevereiro são os meses mais quentes e junho o mais frio (ALENCAR, 2016). A precipitação média anual é de 2050 mm, com junho (59,3 mm) sendo o mês mais seco, e fevereiro com o maior índice pluviométrico (337,8 mm) (AZEVEDO *et al.*, 2018). A cobertura vegetal foi caracterizada como floresta ombrófila densa e a altitude varia entre

30 e 2000m (VELOSO *et al.*, 1991). A área estudada é um reflorestamento ativo implantado em 2008 (AZEVEDO *et al.*, 2018), com o tamanho de 3,4 hectares (AZEVEDO *et al.*, 2018),, antes a área era utilizada para pastagem. No momento das amostragens, a área reflorestada tinha 9 e 10 anos de idade. O reflorestamento consistiu no plantio de espécies nativas, distribuídas aleatoriamente, entre grupo de pioneiras, secundárias iniciais e tardias e clímax, sendo em maior proporção as do primeiro grupo ecológico. Algumas frutíferas também foram plantadas com o intuito de atrair aves. Três anos depois do plantio, a riqueza de espécies de árvores correspondia a 73 (AZEVEDO *et al.*, 2018). A área foi escolhida por ser um reflorestamento, possuir as espécies de árvores focais abordadas e ser de fácil acesso.

5.2.2 Seleção das árvores focais

As árvores focais selecionadas foram plantadas alternadamente na fase inicial do reflorestamento, sendo essas *Guarea guidonea* (L.), Sleumer Meliaceae, *Piptadenia gonoacantha* (Mart), J.F.Marcbr Fabaceae, *Nectandra membranacea* (SW), Griseb Lauraceae e *Inga edulis* Mart Fabaceae. Essas plantas são muito utilizadas em reflorestamentos da Mata Atlântica, são naturais desse bioma (SANSEVERO *et al.*, 2011) e localmente são muito abundantes (AZEVEDO *et al.*, 2018; NOBREGA *et al.* 2008). Foram selecionados indivíduos que tivessem uma ou nenhuma sobreposição da copa de outras árvores e com, no mínimo, 30 cm de circunferência de tronco e, pelo menos, cinco metros de distância entre elas. Na área de estudo foram selecionados 12 indivíduos de *G. guidonea*, 12 de *I. edulis*, 10 de *P. gonoacantha* e 9 de *N. membranacea*, totalizando 43 árvores amostradas.

5.2.3 Coleta de dados.

Para cada árvore amostrada foi mensurada características chamadas de variáveis ambientais, sendo estas: altura, circunferência do tronco, área da copa, índice de área foliar da árvore e altura da serrapilheira abaixo da copa da árvore. As variáveis espaciais correspondem a localização (coordenadas) de cada árvore, sendo estas aferidas através do GPS. A circunferência do tronco (CAP) foi medida com auxílio de uma fita métrica. Para a área da copa (AC), foram tomadas duas medidas das extremidades da copa, formando assim, uma cruz; posteriormente, utilizando o modelo de elipse, multiplicamos o produto dos valores dos diâmetros por pi (π) (diâmetro maior x diâmetro menor x π). A altura da

árvore foi estimada visualmente. O índice de área foliar (IAF) foi calculado por meio da fotografia hemisférica (DENSLOW & GUZMAN, 2000), que consistiu na fotografia da copa a uma altura de um metro, a um metro de distância do tronco, com uso de câmera direcionada para o norte e equipada com a lente olho de peixe. Posteriormente, as fotos foram analisadas no *software* Hemiview 2.1 para obtenção dos índices de área foliar. Sob as copas foi delimitada uma parcela de 0,25m², onde foi medida a altura da serapilheira (AS) nos quatro cantos extremos da parcela com auxílio de uma régua. Altura, CAP e AC foram mensuradas em fevereiro de 2017, já IAF foi mensurado em fevereiro e setembro de 2017 e AS foi mensurada em fevereiro e setembro de 2018, esses meses correspondem aos períodos de chuva e seca, respectivamente. Todas essas medidas foram aferidas para analisarmos as variáveis do ambiente. Estudos prévios apontam que a ocorrência de artrópodes varia entre os períodos de chuva e seca, destacando a importância de abordar a comunidade de artrópodes em diferentes períodos (SANCHES *et al.*, 2009; SAKCHOOWONG *et al.*, 2015). Já as plantas regenerantes foram identificadas em um único período, pois são plantas com altura superior a 0,5 m e com diâmetro a altura do peito inferior a 5,0 cm. Desta forma, a condução de outra amostragem, como realizado para fauna, não implicaria em alterações marcantes na estrutura e riqueza de espécies. Variações sazonais na estrutura e riqueza de espécies da comunidade de plantas são observadas com mais frequência no estágio de plântula (altura inferior a 0,5m) (URIARTE, *et al.*, 2005; GROSSNICKLE, 2012).

Os artrópodes foram coletados em fevereiro e setembro de 2018, em uma amostra situada a um metro de distância do tronco de cada espécie de árvore focal, totalizando 43 amostras por técnica. Foram usadas três técnicas de coleta de artrópodes: (1) amostras de serapilheira com uma parcela de 0,25m², submetidas ao extrator de *Winkler*; (2) armadilhas de queda (*pitfalls*); e (3) amostras de solo submetidas ao funil de Berlese-Tüllgren (AGOSTI & ALONSO, 2000). As amostras de serapilheira ficaram no extrator de *Winkler* por 48h; os *pitfalls* ficaram no campo por 48h. As amostras de solo foram tomadas com uso de um trado de 17,5 cm de altura por oito centímetros de diâmetro (AQUINO *et al.*, 2006) em três pontos localizados a um metro de distância de cada árvore focal. Essas três amostras foram então misturadas em uma bandeja e um terço foi coletado e mantido em sacos plásticos. No mesmo dia, as amostras de solo foram submetidas ao funil de Berlese-

Tüllgren e permaneceram por sete dias para extração dos artrópodes em frascos com álcool etílico a 50%.

Os organismos obtidos em cada método foram fixados em álcool etílico a 70%. As formigas foram montadas, morfoespeciadas e identificadas, quando possível, ao nível de espécie. A identificação foi realizada no Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas da Universidade Federal do Paraná com base na Coleção Entomológica Padre Jesus Santiago Moure. As formigas foram depositadas nas Coleção Entomológica Costa Lima (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro).

A comunidade de plantas regenerantes foi determinada no período de fevereiro de 2018. A amostragem se deu em parcelas circulares de 1,8m de raio (11,3m²). As plantas regenerantes compreendem espécies lenhosas com mais de 0,5m de altura e com diâmetro do caule (DAP) maior que cinco centímetros. Partes das plantas regenerantes (folhas e quando possível flor e frutos) foram coletadas e posteriormente identificadas ao nível de espécie, com auxílio da coleção do Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB).

5.2.4 Análise de dados.

Avaliamos a concordância na riqueza e na composição entre: (1) plantas regenerantes e formigas; (2) plantas regenerantes e outros artrópodes; e (3) formigas e outros artrópodes. Para os dados dos outros artrópodes, abordamos riqueza e composição de ordens, já para plantas regenerantes e formigas, riqueza e composição de espécies. Essas análises foram realizadas para cada espécie de árvore e para as amostras como um todo, ou seja, sem separar por espécie de árvore, para assim testar a influência da identidade da árvore sobre a concordância entre as comunidades biológicas. A concordância na riqueza de espécies, ou ordens foram testados com a correlação de Spearman, pois esse teste mede a força e direção da associação entre duas variáveis. Já a concordância da composição da comunidade foi analisada por meio do teste de Mantel (MANTEL, 1967) usando a distância de Bray – Curtis (baseado em dados de abundância) para plantas regenerantes e outros artrópodes e para formigas foi utilizado o índice de Jaccard, pois estudos com formigas geralmente usam dados apenas de presença e ausência (OLIVEIRA, *et al.*, 2018; CASIMIRO, *et al.*, 2019; AGOSTI & ALONSO, 2000). Utilizamos o teste de Mantel, pois ele é apropriado para comparar duas matrizes com as mesmas dimensões. Essas são as abordagens básicas usadas para testar padrões de concordância (HEINO, 2010).

A concordância na riqueza e composição da comunidade foram analisadas com dados dos períodos diferentes, sendo dados coletados em fevereiro e setembro de 2018, devido corresponderem os períodos de chuva e seca, respectivamente.

As associações entre as características das árvores e as variáveis espaciais nas comunidades estudadas foram analisadas por meio do teste de Mantel. As variáveis ambientais são as características das árvores (altura, CAP, AC, IAF) e do ambiente (AS) (tabela A5) e as variáveis espaciais são as coordenadas de cada árvore. As matrizes ambientais e espaciais foram construídas a partir de distâncias euclidianas. Além do mais, as variáveis ambientais foram padronizadas por meio da normalização (x - média / desvio padrão). Essas análises foram utilizadas para avaliar até que ponto os padrões de concordância podem ser atribuídos à semelhança entre os grupos de organismos e as respostas aos padrões ambientais e/ou espaciais. (GRENOUILLET *et al.*, 2008).

Por fim, para as comunidades que foram significativamente correlacionadas entre si e que também foram estatisticamente correlacionadas com as variáveis ambientais e/ou espaciais, utilizamos o teste de Mantel Parcial. Por meio desse teste, avaliamos a manutenção da existência de concordância entre as comunidades quando o efeito das variáveis ambientais e espaciais foi controlado (SMOUSE *et al.*, 1986; GRENOUILLET *et al.*, 2008).

Todas as análises foram realizadas no R Studio (versão 3.4.0) com o pacote Vegan para o teste de Mantel e Mantel Parcial.

5.3 RESULTADOS

Foram coletadas 100 espécies de formigas. Desse total, 61 espécies foram nominalmente identificadas em 28 gêneros distintos. As espécies mais frequentes foram *Pheidole subarmata* (Mayr, 1884) e *Rogeria scobinata* (Kugler, 1994) (tabela A6). A riqueza de espécies de formigas variou de cinco a 17 (mediana = 8) por árvore no período de fevereiro, e de quatro a 11 (mediana = 11) no período de setembro. Foram coletados também 4682 artrópodes, excluindo as formigas, distribuídos nas ordens Araneae, Acari, Collembola, Coleoptera, Diplopoda, Hemiptera e Isopoda (tabela A7). A ordem mais abundante foi Acari, com 2935 organismos, seguido de Collembola, com 753. A riqueza de ordens dos outros artrópodes por árvore variou de cinco a 11 (mediana= 7) no período de fevereiro, e de quatro a 11 (mediana = 8) no período de setembro. Foram amostradas 60 espécies de plantas regenerantes, sendo estas classificadas em 40 gêneros (Tabela A8). As

espécies mais abundantes foram *Piper arboreum* Aubl, com 261 indivíduos, seguido de *G. guidonia*, com 115. A riqueza de espécies de plantas regenerantes por árvore amostrada variou entre quatro e 15 (mediana = 8).

5.3.1 Concordância entre os grupos biológicos

Em relação à riqueza, apenas a riqueza de formigas e de ordens dos outros artrópodes foi concordante no mês de setembro e quando todas as espécies de árvores foram analisadas juntas ($r_{Spearman} = 0,40$, $p = 0,006$) (Tab.I). As demais correlações não foram significativas (todos os $p \geq 0,06$). Em relação à composição, formigas foram concordantes com plantas regenerantes sob a copa de *G. guidonia* nos períodos de fevereiro e setembro ($r_{Mantel} = 0,33$ e $0,31$, $p = 0,006$ e $0,008$, respectivamente) (Tab. II). Plantas regenerantes foram concordantes também com artrópodes em fevereiro, quando os dados de todas as árvores foram analisados juntos ($r_{Mantel} = 0,13$ $p = 0,005$) (Tab. II). As demais correlações não foram concordantes (todos os $p \geq 0,06$).

Tab. I. Coeficiente de correlação de Sperman (r) entre a riqueza de espécies de formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$. For = formiga. Ar = artrópodes. Pl= Plantas regenerantes. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranácea*.

Grupos comparados	Sperman r										
	PG		GG		IE		NM		Todos		
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	
For - Ar	-0,62	0,37	-0,16	0,11	0,10	0,07	-0,12	0,69	-0,13	0,40**	
For - Pl	0,22	-0,60	-0,35	-0,31	-0,10	0,16	0,56	0,38	0,07	0,08	
Pl - Ar	0,10	-0,42	-0,12	0,02	0,01	0,45	0,30	0,15	0,01	0,15	

Tab. II. Coeficiente de correlação de Mantel (r) entre as matrizes de distância derivadas da composição de espécies de formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$. For = formiga. Ar = artrópodes. Pl= Plantas regenerantes. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranácea*.

Grupos comparados	Mantel r									
	PG		GG		IE		NM		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
For - Ar	-0,04	0,3	-0,07	0,26	-	-	-	-	0,02	0,09

For - Pl	-0,37	0,23	0,33**	0,31**	0,04	0,08	0,05	0,02	0,08	0,0002
Pl - Ar	0,33	0,33	0,12	0,12	0,05	0,05	0,06	0,06	0,13**	0,13

5.3.2 Variáveis ambientais e espaciais

A riqueza de espécies de formigas foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *N. membranacea* em fevereiro (rMantel = 0,32, p = 0,03); e setembro (rMantel = 0,34, p=0,02) (Tab. III). A riqueza de espécies de plantas regenerantes foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *G. guidonia* e *I. edulis* em fevereiro de 2018 (rMantel = 0,30 e 0,35, respectivamente, p = 0,04) (Tab.IV). A riqueza de formigas, plantas regenerantes e outros artrópodes não foram concordantes com as variáveis espaciais (todos os p \geq 0,07) (Tab IV).

Tab. III. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da riqueza de comunidades biológicas com as variáveis ambientais. *P < 0,05; **P < 0,01. na= não há amostra. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos	Mantel r										
	PG		GG		IE		NB		Todos		
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	
Formigas	-0,19	0,19	0,01	0,20	-0,06	-0,12	0,32*	0,07	0,002	-0,007	
Artrópodes	-0,07	-0,19	-0,11	-0,06	-0,12	0,17	-0,05	-0,32	-0,09	0,04	
Plantas	-0,07	na	0,30*	na	0,35*	na	0,19	na	0,11	na	

Tab. IV. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da riqueza de comunidades biológicas com as variáveis espaciais. *P < 0,05; **P < 0,01. na= não há amostra. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Grupos	Mantel r										
	PG		GG		IE		NB		Todos		
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	
Formigas	0,01	-0,16	-0,07	-0,004	0,11	-0,17	0,19	0,34*	-0,02	0,04	
Artrópodes	-0,02	-0,23	0,24	-0,01	-0,05	0,12	-0,03	-0,18	-0,009	0,01	
Plantas	-0,26	na	0,11	na	-0,16	na	-0,15	na	0,004	na	

A composição de formigas foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *G. guidonia* em fevereiro ($r_{Mantel} = 0,35$ $p = 0,02$). A composição dos outros artrópodes foi concordante com as variáveis espaciais sob a copa de *N. membranacea* em setembro ($r_{Mantel} = 0,38$ $p = 0,01$). A composição de plantas regenerantes foi concordante com as variáveis ambientais sob a copa de *G. guidonia* no período de fevereiro ($r_{Mantel} = 0,38$ $p=0,03$). Sob a copa de *I. edulis* e *N. membranacea*, as plantas regenerantes foram concordantes com as variáveis ambientais e espaciais no período de fevereiro (Tab. V e Tab. VI).

Tab. V. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da composição de comunidades biológicas com as variáveis ambientais. *P < 0.05; **P < 0.01. na= não há amostra. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranácea*.

Grupos	Mantel											
	r		PG		GG		IE		NB		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Formigas	0,16	0,33	0,35*	0,22	-0,17	0,22	0,1	0,14	0,003	0,002		
Artrópodes	0,13	0,32	0,12	0,05	-0,09	0,29	0,23	0,37	-0,07	0,00041		
Plantas	0,26	na	0,25*	na	0,53**	na	0,61**	na	0,003	na		

Tab. VI. Coeficientes de correlação de Mantel (r) entre matrizes de distâncias derivadas da composição de comunidades biológicas com as variáveis espaciais. *P < 0.05; **P < 0.01. na= não há amostra. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranácea*.

Grupos	Mantel											
	r		PG		GG		IE		NM		Todos	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Formigas	0,26	0,06	-0,05	0,06	0,06	0,01	0,16	0,15	0,003	-0,09		
Artrópodes	0,25	0,08	0,37	0,19	-0,02	0,17	0,28	0,38*	0,13	-0,1		
Plantas	0,1	na	-0,009	na	0,41**	na	0,43*	na	0,08	na		

Testes de Mantel parciais, controlando o efeito das variáveis ambientais, foram realizados apenas para pares de comunidades que exibiram valores significativos de concordância (Tab. II) e que foram simultaneamente associadas as variáveis ambientais (Tab. III). Assim, a composição de espécies de formigas e plantas regenerantes foi

correlacionada novamente, controlando-se o efeito das variáveis ambientais. A concordância entre as espécies de formigas e plantas regenerantes sob a copa de *G. guidonia*, nos períodos de fevereiro e setembro, foi significativa ($r_{Mantel\ Parcial} = 0,29$ e $0,26$, respectivamente, $p < 0,05$).

5.4 DISCUSSÃO

Concordâncias significativas entre os grupos biológicos foram fracas ($r < 0,50$) e altamente variáveis ($0,13 - 0,40$), de forma similar a estudos anteriores (VELGHE & GREGORY-EAVES, 2013; WESTGATE *et al.*, 2014; WOLTERS *et al.*, 2006). Para se considerar uma alta concordância são necessários valores acima de $0,75$, o que indica que um grupo representa mais de 75% dos padrões do outro grupo (LOVELL *et al.*, 2007; HEINO, 2010; DE MORAIS *et al.*, 2018; CARENEIRO *et al.*, 2019). No entanto, não há consenso sobre os critérios para classificar um grupo biológico como bom indicador (DE MORAIS *et al.*, 2018), principalmente para casos em que um único grupo é concordante com vários outros grupos. Mesmo tendo uma concordância baixa, o grupo pode ser considerado um indicador justo (PADIAL *et al.*, 2012), como foi o caso das formigas que foram concordantes com os outros artrópodes e com as plantas regenerantes.

A concordância entre a riqueza de espécies de formigas e de artrópodes está relacionada às interações ecológicas, com uma influência mútua em suas comunidades (ROSSER, 2017; LEAL *et al.*, 2010). No entanto, não encontramos concordância entre a composição de formigas e de outros artrópodes quando analisada por espécie de árvore, sugerindo que a comunidade de formigas (ou de outros artrópodes) não foi diferente sob a copa das árvores focais amostradas. Outros trabalhos foram relativamente limitados na compreensão de como a identidade da árvore focal interfere na comunidade de artrópodes que vive abaixo de sua copa (DONOSO *et al.*, 2010; DONOSO *et al.*, 2013). Afinal, o efeito individual da árvore pode ser influenciado pela sobreposição da copa de árvores vizinhas (GENTRY, 1988; CONDIT *et al.*, 1996; MEJÍA-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2011), ou pela influência da decomposição da serapilheira e da diversidade microbiana na comunidade de artrópodes, já que a maioria dos artrópodes de serapilheira é ecologicamente separado das plantas por, pelo menos, um nível trófico, ou seja, os microrganismos (DONOSO *et al.*, 2013).

A composição de espécies de formigas foi concordante com a composição de espécies de plantas regenerantes apenas sob a copa de *G. guidonia*. Isso levanta evidências

de que a identidade da árvore pode influenciar a concordância na composição de formigas e plantas regenerantes. Outros estudos já abordaram o efeito da composição de espécies de plantas em relação à regeneração natural (CARNEVALE & MONTAGNINI, 2002; THIJS *et al.*, 2014), destacando a influência da estrutura da copa, a fixação de nitrogênio e a síndrome de dispersão, ou seja, as características para favorecerem os agentes dispersores. Dessa maneira, o uso de espécies que proporcionam a interação entre formigas e plantas regenerantes, como *G. guidonia*, deve ser promovida a fim de restaurar as relações ecológicas entre a comunidade de formigas e plantas regenerantes, uma vez que estudos já apontam a importância das formigas como promotoras da germinação de sementes da *G. guidonia* (GUIMARÃES & COGNI, 2002; PASSOS & OLIVEIRA, 2003; PASSOS & OLIVEIRA, 2004; CHRISTIANINI *et al.*, 2007; LEAL *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2019).

A composição de plantas regenerantes foi concordante com a composição dos outros artrópodes. Já em relação à riqueza, não encontramos concordância entre essas comunidades. As plantas influenciam os organismos que vivem abaixo de sua copa por meio da disponibilidade de recursos e efeitos sobre as condições ambientais (KISSLING *et al.*, 2008; VASCONCELOS *et al.*, 2019). Por exemplo, a quantidade e qualidade da serapilheira, a umidade e a temperatura do ambiente interferem diretamente no desenvolvimento de isópodes (Crustacea) (CORREIA *et al.*, 2008). Assim, muitos artrópodes podem estar relacionados mais aos recursos e condições disponibilizados pelas árvores do que pela própria árvore, como indicam os estudos sobre herbivoria que não trazem dados sobre a especialização dos artrópodes por espécies de árvores, mas sim pelo gênero, família, ou então nem abordam grupo taxonômico (BASSET, 1992; NOVOTNY & BASSET, 2005).

As variáveis ambientais foram concordantes com os grupos biológicos, porém foram guiadas pela identidade da árvore, considerando que as árvores afetam o padrão de luz no sub-bosque ou sobre o solo (VÁZQUEZ-YANEZ *et al.*, 1990; FACELLI & PICKETT, 1991), a temperatura superficial do solo (MOLOFSKY & AUGSPURGER, 1992), a germinação e o estabelecimento de espécies (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001), as propriedades do solo (GARBIN *et al.*, 2006), a profundidade da serapilheira (MEJÍA- DOMÍNGUEZ *et al.*, 2011) e a disponibilidade de água e nutrientes (JONES *et al.*, 1997). Assim, as árvores desempenham um papel indispensável na heterogeneidade do ambiente, pois modificam inúmeras características ambientais sob seu dossel. Como e quanto a árvore influencia o ambiente é regulado pelas suas variações morfológicas

(NIINEMETS, 2010), arquitetônicas (CHAZDON & FETCHER, 1984; WANG & AUGSPURGER, 2006) e características fenológicas (TOMITA & SEIWA, 2004; ISHII & ASANO, 2010; KASPARI, 1993; DOMINY *et al.*, 2003; WILLIAMS *et al.*, 2008).

As variáveis espaciais não foram influenciadas pela identidade da árvore, corroborando com o fato de pequenas distâncias resultarem em ambientes mais homogêneos (DONOSO *et al.*, 2013). Tal fato pode ser explicado por uma baixa heterogeneidade do ambiente, pois medidas aferidas como a serrapilheira e LAI, não variaram de acordo com a espécie de árvore. Além disso, as variáveis espaciais não foram concordantes com os grupos biológicos, indicando que a relação entre os organismos não está sendo guiada pela localização e sim por um outro fator externo, como a disponibilidade de recursos. Estudos mostraram que a diversidade de artrópodes herbívoros é positivamente relacionada a diversidade de árvores, muitas vezes, por meio do aumento da heterogeneidade de recursos, que, ao aumentar a diversidade de herbívoros, afetam também os predadores (SCHERBER *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2016). Já para formigas de serapilheira, essa associação não é tão evidente, pois estas não dependem, particularmente, da serapilheira de uma única espécie de árvore (DONOSO *et al.*, 2010). De fato, as formigas possuem uma grande variedade de estratégias e preferências alimentares (FOLGARAIT, 1998; GRIFFITHS *et al.*, 2017; RICO – GRAY & OLIVEIRA, 2007; FERNANDES *et al.*, 2019; PARR *et al.*, 2016). Outro estudo mostrou que a diversidade de árvores influencia a quantidade de serapilheira e estabiliza a queda de folhas ao longo das estações (HUANG, MA, *et al.*, 2018). Esse mesmo trabalho, destacou que o tamanho da parcela está relacionado positivamente a riqueza da árvore, indicando que em parcelas maiores há serapilheiras mais abundantes e constantes (HUANG, MA, *et al.*, 2018). Assim, a diversidade de árvores no fragmento florestal estudado pode ser um descritor mais adequado da diversidade da serapilheira, potencialmente explicando melhor as relações entre formiga, artrópodes e plantas regenerantes.

A relação entre formigas e plantas regenerantes se manteve significativa quando retiramos a influência das variáveis ambientais, provando que essa relação não é guiada apenas pela mesma resposta desses organismos aos recursos e às condições disponíveis. Diferente do encontrado em alguns outros estudos, que destacam que a relação ocorre pelo fato de diferentes grupos responderem, da mesma forma, às variáveis ambientais (TONKIN *et al.*, 2016; LANDEIRO *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2012; BAE *et al.*,

2014). Assim, a relação entre as formigas e plantas regenerantes pode estar sendo guiada por suas interações ecológicas.

5.5 CONCLUSÕES

Desta forma, podemos concluir que as variáveis ambientais, muitas vezes ligadas a identidade da árvore, são preponderantes para a relação da comunidade biológica, mais especificamente formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. Além disso, as formigas demonstraram ser indicadores fracos da composição de plantas regenerantes e essa relação não foi guiada pelas variáveis ambientais e espaciais. Assim, devido a concordância ter sido baixa, recomendamos cautela ao utilizar formigas como indicadores de plantas e outros artrópodes em programas de monitoramento. Por fim, destacamos a importância de investigar outros mecanismos que podem afetar a concordância entre esses grupos biológicos (por exemplo, biogeográficos, história evolutiva ou interações tróficas), para assim, entender os padrões de interferência nas relações dos organismos.

6. CONCLUSÕES GERAIS

Desta forma, podemos concluir que a influência das espécies de árvores sobre a comunidade de artrópodes, formigas e plantas regenerantes não foi muito clara, indicando que esse efeito pode ser mediado por relações indiretas, como as características das árvores e do ambiente, os quais guiaram o efeito sobre a composição de espécies de formigas e são preponderantes para a relação da comunidade biológica, mais especificamente formigas, outros artrópodes e plantas regenerantes. Destacando assim, a importância em abordar as relações e influência das espécies de árvores para alcançar o sucesso da restauração ecológica. Por fim, destacamos a importância de investigar outros mecanismos que podem afetar a relação das espécies de árvores com esses grupos biológicos (por exemplo, biogeográficos, história evolutiva ou interações tróficas), para assim, entender os padrões de interferência das árvores nas relações dos organismos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTI, D. & ALONSO, L. E. **The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants.** Biological. Smithsonian Institution Press, Washington: 204–206. 2000.
- ALBACETE, S.; NALLY, R.M.; CARLES-TOLRÁ, M.; DOMÈNECH, M.; VIVES, E.; ESPADALER, X.; PUDAJADÉ-VILLAR, J.; SERRA, A.; MACEDA-VEIGA, A. Stream distance and vegetation structure are among the major factors affecting various groups of arthropods in non-riparian chestnut forests. **Forest Ecology and Management**, v.460 (42), p.1-11. 2020.
- ALENCAR, J. Biodiversity and temporal distribution of immature Culicidae in the Atlantic Forest, Rio de Janeiro State. **Plos One**, 11(7):1- 15. 2016.
- ALONSO, L. E. **Ants as Indicators of Diversity. In Ants Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity.** Washington, DC: Smithsonian Institution Press.2000.
- AMPOORTER, E., *et al.* Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest associated taxa in Europe. **Oikos**, v.129 (2), p. 133–146. 2019.
- ANDERSEN, A.N. **A global ecology of rainforest ants: functional groups in relation to environmental stress and disturbance.** In D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz (Eds.), **Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity** (pp. 25-34). Washington: Smithsonian Institution Press. 2000.
- ANDERSEN, A.N. & MAJER, J. D. Ants show the way Down Under : invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers Ecology Environment**. 2: 291–298. 2004.
- ANTWEB. Disponível em <http://www.antweb.org>. Acesso em 21 de junho de 2023.
- AQUINO, A. M. de; CORREIA, M. E. F. & BADEJO; M. A. Amostragem da Mesofauna Edáfica utilizando Funis de Berlese-Tüllgren Modificado. **Embrapa Agrobiologia-Circular Técnica (INFOTECA-E)**. 2006.
- AQUINO, A. M.; AGUIAR-MENEZES, E. L. & QUEIROZ, J. M. Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda ("Pitfall-Traps"). **Embrapa Agrobiologia-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2006.
- AZEVEDO, A.D. Composição florística e estoque de carbono em áreas de recuperação da mata atlântica na bacia do rio Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ. **Dissertação de mestrado em Ciências Ambientais e Florestais, UFRRJ**. p. 176. 2012.

AZEVEDO, A.D.; FRANCELINO, M.R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M.G. & LELES, P.S.S. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da mata atlântica. **Floresta**, 48 (2): 183-194. 2018.

BACCARO, F. B. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Editora INPA, p. 388, 2015.

BAE, M-J.; LI, F.; KWON, Y-S.; CHUNG, N.; CHOI, H.; HWANG, S-J. & PARK, Y-S. Concordance of diatom, macroinvertebrate and fish assemblages in streams at nested spatial scales: Implications for ecological integrity. **Ecology Indicators**, 47: 89-101. 2014.

BARLOW, J., FRANÇA, F., GARDNER, T. A., HICKS, C. C., LENNOX, G. D., BERENGUER, E., CASTELLO, L., ECONOMO, E. P., FERREIRA, J., GUÉNARD, B., GONTIJO LEAL, C., ISAAC, V., LEES, A. C., PARR, C. L., WILSON, S. K., YOUNG, P. J., & GRAHAM, N. A. J. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, 559: 517-526. 2018.

BASSET, Y. Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. **Biological Journal of the Linnean Society**, 47(2):115-133. 1992.

BIRKHOFER, K.; WOLTERS, V. The global relationship between climate, net primary production and the diet of spiders. **Global Ecology Biogeography**. v: 21, p.100-108. 2012.

BORGES, F.L.G.; OLIVEIRA, M.R.; ALMEIDA, T.C.; MAJER, J.D. & GARCIA, L.C. Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. **Ecology Indicators**, 125: 1-11. 2021.

BRÜCKNER, A.; SCHUSTER, R.; SMIT, T.; HEETHOFF, M. Imprinted or innate food preferences in the model mite *Archegozetes longisetosus* (Actinotrichida, oribatida, Trhypochthoniidae). **Soil Org**. v.90, p. 23-26. 2018.

BUENO, O.C. CAMPOS, A.E.C. & MORINI, M.S.C. **Formigas em ambientes urbanos no Brasil**. Bauru, SP: Canal 6. 685 p. 2017.

BURGESS, N. D.; PONDER, K. L.; GODDARD, J. Surface and leaflitter arthropods in the coastal forest of Tanzania. **African Journal of Ecology**, v.37, p.355-365. 1999.

CADOTTE, M.W.; CARSCADDEN, K.; MIROTHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology** v.48, p. 1079-1087. 2011.

CAMARA, R.; SILVA, V. D.; CORREIA, M. E. F. & VILLELA, D. M. Impacto da remoção de serapilheira sobre a comunidade de artrópodes edáficos em plantios abandonados de *Corymbia citriodora*. **Ciência Florestal**, 29:14-26. 2019.

Canosa GA, de Moraes LFD. Atributos funcionais de espécies da Mata Atlântica: ferramentas para o planejamento ambiental e econômico. [cited 2016 out.] Available at:

CARDINALE, B. J., J. E. DUFFY, A. GONZALEZ, D. U. HOOPER, C. PERRINGS, P. & VENAIL, A. Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity. **Nature**, 486: 59-67. 2012.

CARNEIRO, F.M.; DE SOUZA, J.P.F.; NOGUEIRA, D.S.; BICHSEL, D.; PINTO, N.S.; DE OLIVEIRA, A.A.B.; CARVALHO, P.; BASTOS, R.P.; OERTIL, B.; MARCO JUNIOR, P. Low cross-taxon congruence among aquatic organisms in artificial tropical ponds: implications for Biomonitoring. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v.55 (21), p. 1-9. 2019.

CARNEVALE, N.J. & MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, 163: 217-227. 2002.

CARO, T. Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and Other Surrogate Species. Island **Press, Washington, DC**. 400. 2010.

CARVALHO, P.E.R. 2004. Circular técnica 91, pau- jacaré *Piptadinia gonoacantha*. **Colombo PR**. 12p.

CARVALHO, P.E.R. 2008. Espécies arbóreas brasileiras. **Brasília, DF, Embrapa** (3), 593p.

CARVALHO, P.E.R. 2014. Espécies arbóreas brasileiras. **Brasília, DF, Embrapa**(5), 593p.

CASIMIRO, M. S. FILARDI, R. A. E. SANSEVERO, J. B.B. SANTANGELO, J. M. FEITOSA, R. M. & QUEIROZ, J. M. Padrões de concordância entre plantas regenerantes, formigas e outros artrópodes em uma floresta restaurada da Mata Atlântica, RJ. **Iheringia, Sér. Zool.** 112. 2022.

CASIMIRO, M. S.; SANSEVERO, J. B. B. & QUEIROZ, J. M. What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. **Ecological Indicators**, 102:593-598. 2019.

CASTAGNEYROL, B. & JACTEL, H. Unraveling plant-animal diversity relationships: a meta-regression analysis. **Ecology**, 93:2115–2124. 2012.

CHAZDON, R. L. & FETCHER, N. Photosynthetic light environments in a Lowland Tropical Rain Forest in Costa Rica. **Journal Ecology**, 72: 553–564. 1984.

CIERJACKS, A.; IGLESIAS, J. E.; WESCHE, K. & HENSEN, I. Impact of sowing, canopy cover and litter on seedling dynamics of two *Polylepis* species at upper tree lines in central Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, 23:309-318. 2007.

Climate-Data.Org. 2020. Disponível em <<https://pt.climate-data.org/location/33704/>>. Acessado em 27 maio 2021.

COLEY, P.D. & BARONE, J.A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Ecology Systematica**, 27: 305–335. 1996.

CONCEIÇÃO-NETO, R.; FRANÇA, E.C.B.; FEITOSA, R.M.; QUEIROZ, J.M. Revisiting the ideas of trees as templates and the competition paradigm in pairwise analyses of ground-dwelling ant species occurrences in a tropical forest. **Revista Brasileira de Entomologia**, 65(1). 1-13. 2021.

CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; LAFRANKIE, J.V.; SUKUMAR, N.; MANOKARAN, N.; ROBIN, B.; FOSTER. & ASHTON, P. S. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: A comparison of three 50-ha plots. **Journal Ecology**, 84: 549–562. 1996.

CORDEIRO-BEDUSCHI, L.E. Forest Governance in Brazil and Chile: Institutions and Practices in the Implementation of Sustainable Management of Native Forests. In: Felix Fuders; Pablo J. Donoso. (Org.). **Ecological Economic and Socio Ecological Strategies for Forest Conservation A Transdisciplinary Approach Focused on Chile and Brazil**. Switzerland: Springer Nature Switzerland AG., 2020.

CORREIA, M.E.F. Aspectos Ecológicos dos Isópodes Terrestres. Seropédica; **Embrapa Agroecologia**. 23. 2008.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M.S.; LINDENMAYER, D.B.; GRELLE, C.E.V. & REY BENAYAS, J.M. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, 7: 1–8. 2016.

CUI, Y.; FANG, L.; GUO, X.; HAN, F.; JU, W.; YE, L.; WANG, X.; TAN, W. & ZHANG, X., Natural grassland as the optimal pattern of vegetation restoration in arid and semiarid regions: Evidence from nutrient limitation of soil microbes. **Science**, 648: 388–397. 2019.

CURRY, C.J.; ZHOU, X. & BAIRD, D.J. Congruence of biodiversity measures among larval dragonflies and caddisflies from three Canadian rivers. **Freshwater Biology**, 57 (3): 628–639. 2012.

CURTIS, P. G., SLAY, C. M., HARRIS, N. L., TYUKAVINA, A., & HANSEN, M. C. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, 361, 1108–1111. 2018.

DE MORAIS, G. F.; RIBAS, L.G.S.; ORTEGA, J.C.G.; HEINOD, J.; BINI, L.M. Biological surrogates: A word of caution. **Ecology Indicators**, v.88, p.214-218. 2018.

DENSLOW, J. S.; GUZMAN G., S. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence. **Panama Journal of Vegetation Science**, v.11(2), p. 201–212. 2000.

DHAR, T., P.K. DEY P.K. & SARKAR.P.K. Influence of abiotic factors on population build-up of red spider mite, *Tetranychus urticae* on okra vis a vis evaluation of some new pesticides for their control. **Pestol.**, 24(9): 34- 37. 2000.

DOMINY, N.J., LUCAS, P.W. & WRIGHT, S.J. Mechanics and chemistry of rain forest leaves: canopy and understorey compared. **Journal Experimental Botany**, 54: 2007–2014. 2003.

DONOSO, D. A. Trees as templates for trophic structure of tropical litter arthropod fauna. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 61, p. 45–51, 2013.

DONOSO, D. A.; JOHNSTON, M. K. & KASPAARI, M. Trees as templates for tropical litter arthropod diversity. **Oecologia**, 164: 201–211. 2010.

DUAN M.; LIU, Y.; ZHENRONGYU.; BAUDRY, J.; LI, L.; WANG, C. & AXMACHER, J.C. Disentangling effects of abiotic factors and biotic interactions on cross-taxon congruence in species turnover patterns of plants, moths and beetles. **Scientific Reports**, 6:1-9. 2016.

DUNN, R.R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, 18: 302–309.2004.

EBELING, A., M. RZANNY, M. LANGE, N. EISENHAUER, L. R. HERTZOG, S. T. & MEYER, W. W. Plant Diversity Induces Shifts in the Functional Structure and Diversity across Trophic Levels. **Oikos**, 127: 208–19.2018.

ELO, R. A., PENTTINEN, R. & SORVARI, J. A comparative study of oribatid mite communities in red Wood ant *Formica polyctena* nests and surrounding soil in a Finnish oak forest. **Insect Conservation and Diversity**, 9: 210 – 223. 2016.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. **Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. de; MORAES, L. F. D. de; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF. p. 1-26. 2003.

FACELLI, J. M. & PICKETT, S. T. A. Plant litter: Light interception and effects on an old-field plant community. **Ecology**, 72: 1024–1031. 1991.

FAGUNDES, R., ANJOS, D.V, CARVALHO, R. & DEL-CLARO, K. Availability of food and nesting-sites as regulatory mechanisms for the recovery of ant diversity after fire disturbance. **Sociobiology**, 62: 1-9. 2015.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings**. Rome. 2020.

FELFILI, J.M.; CARVALHO, F.A.; LÍBANO, A.M.; VENTUROLI, F. & PEREIRA, B.A.S. **Análise multivariada em estudos da vegetação**. Universidade de Brasília, Brasília. 60p. 2007.

FERNANDES, T.V.; PAOLUCCI, L.N.; SOLAR, R.R.; NEVES, F.S.; CAMPOS & R.I. Ant removal distance, but not seed manipulation and deposition site increases the establishment of a myrmecochorous plant. **Oecologia** 192 (1): 133-142. 2019.

FERRENBERG, S.; WICKEY, P. & COOP, J.D. Ground-Dwelling Arthropod Community Responses to Recent and Repeated Wildfires in Conifer Forests of Northern New Mexico, USA. **Forest**, 10: 667. 2019.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, 7: 1221 – 1244, 1998.

FRY, E.L., POWER, S.A. & MANNING, P. Trait-based classification and manipulation of plant functional groups for biodiversity–ecosystem function experiments. **Journal of Vegetation Science**, 25, 248–261. 2013.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 2021. Disponível em <https://www.sosma.org.br/conheca/mata-atlantica/>. Acessado em 14 de abril de 2023.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientific Agriculture** v.64(4), p. 433-438. 2007.

GARBIN, M.L.; SÁNCHEZ-TAPIA, A. CARRIJO, T.T.; SANSEVERO, J.B.B.; SCARANO, F.R. Functional traits behind the association between climbers and subordinate woody species. **Journal of Vegetation**, v. 25(3):, p.715-723. 2013.

GARBIN, M.L.; ZANDAVALLI, R.B.; DILLENBURG, L.R. Soil patches of inorganic nitrogen in subtropical Brazilian plant communities with Araucaria angustifolia. **Plant Soil**, v. 286:, p. 323–337. 2006.

GENTRY, A. H. Tree species richness of upper Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, 85: 156–159. 1988.

GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; TUDESQUE, L.; LEK, S.; BARAILLE` Y. & LOOT, G. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. **Diversity and Distribution**, 14: 592–603. 2008.

GRIFFITHS, H. M.; ASHTON, L.A.; WALKER, A.E.; HASAN, F.; EVANS, T.A.; EGGLERSON, P. & PARR, L.C. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology**, 87 (1): 293-300. 2017.

GROSSNICKLE, S.C. Why seedlings survive: influence of plant attributes. **New Forests**, 43: 711–738. 2012.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, 148:185-206. 2001.

HALAJ, J.; DARRELL, W.R.; MOLDENKE, A.R. Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. **Oikos**, v. 90 (1), p. 139–152. 2000.

HEINO, J. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? **Ecological Indicators**, v. 10, p. 112–117. 2010.

HERTZOG, L. R., MEYER, S. T. WEISSE, W. W. & EBELING, A. Experimental Manipulation of Grassland Plant Diversity Induces Complex Shifts in Aboveground Arthropod Diversity. **PLoS One**, 11. 2016.

HEYDARI, M.; ESLAMINEJAD, P.; KAKHKI, F.V.; MIRAB-BALOU, M.; OMIDIPOUR, R.; PRÉVOSTO, B.; KOOCH, Y. & LUCAS-BORJA, M.E. Soil quality

and mesofauna diversity relationship are modulated by woody species and seasonality in semiarid oak forest. **Forest Ecology and Managemente** 473. 2020.

HOLL, K.D. & AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, 261 (10): 1558-1563. 2011.

HÖLLODOBLER, B. & WILSON, E. O. The ants. **Cambridge**, Belknap/Harvard University. 732p. 1990.

HOWARD†, P.C.; VISKANIC†, P.; DAVENPORT†, T.R.B.; KIGENYI, F. W.; BALTZER†, M.; DICKINSON†, C.J.; LWANGA†, J.S.; MATTHEWS†, R.A. & BALMFORD‡, A. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. **Nature**, 394: 472 – 475. 1998.

HUANG, Y.; MA, K.; NIKLAUS, P. A., & SCHMID, B. Leaf-litter overyielding in a forest biodiversity experiment in subtropical China. **Forest Ecosystems**, 5: 1-38. 2018.

ISHII, H. & ASANO, S. The role of crown architecture, leaf phenology and photosynthetic activity in promoting complementary use of light among coexisting species in temperate forests. **Ecology Restoration**, 25: 715–722. 2010.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H. & SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, 78: 1946-1957. 1997.

JONES, T.A. Ecologically appropriate plant materials for restoration applications. **BioScience**, 63, 211–219. 2013.

KASPAARI, M. Removal of seeds from Neotropical frugivore droppings: ant responses to seed number. **Oecologia**, v.95, p. 81–88. 1993.

KISSLING, W.D.; FIELD, R.; BOHNING-GAESE, K. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? **Global Ecology Biogeogr.** v.17, p. 327–339. 2008.

KOEPPEN, W. **Climatología**. México, Fondo de Cultura Econômica. 1948.

KREMEN, C.; COLWELL, R.K.; ERWIN, T.L.; MURPHY, D.D.; NOSS, R.F. & SANJAYAN, M. A. Arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology**, 7:796–808. 1993.

KUMSCHICK, S., SCHMIDT-ENTLING, M. H., BACHER, S. HICKLER, T.; ESPADALER, X. & NENTWIG, W. Determinants of Local Ant (Hymenoptera: Formicidae) Species Richness and Activity Density across Europe. **Ecological Entomology**, 34: 748–54. 2009.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science** . v.310, p.1628-1632.2005.

LAMEIRA, L. L.; FERREIRA, F. C. G.; FILARDI, R. A. E.; QUEIROZ, J. M. & SANSEVERO, L. B. B. 2019. Plant-canopy Effects on Natural Regeneration in Sites Under Restoration: Do Tree Species Matter? **Floresta e Ambiente**, 26:1-8. 2019.

LANDEIRO, V.L.; BINI, L.M.; COSTA, F.R.C.; FRANKLIN, E.; NOGUEIRA, A.; DE SOUZA, J.L.P.; MORAES, J. & MAGNUSSON, W.E.. How far can we go in simplifying biomonitoring assessment? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse. **Ecological Indicators**, 23: 366-373. 2012.

LANGELLOTTO, G. A. & DENNO, R. F. 2004. Responses of Invertebrate Natural Enemies to Complex-Structured Habitats: A Meta-Analytical Synthesis. **Oecologia**, 139: 1–10. 2004.

LARSEN, S.; MANCINI, L.; PACE, G.; SCALICI, M. & TANCIONI, L. Weak concordance between fish and macroinvertebrates in Mediterranean streams. **PLoS One**, 7 (12): 1-11. 2012.

LASSAU, S.A. & D.F HOCHULI. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, 27: 157-164. 2004.

LAUGHLIN, D.C. Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. **Ecology Letters**, v. 17(7), p. 771-784. 2014.

LEAL, I. R.; BIEBER, A. G. D.; TABARELLI, M. & ANDERSEN, A. N. Biodiversity surrogacy: Indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. **Biodiversity and Conservation** 19:3347-3360. 2010.

LEAL, I.R.; WIRTH, R. & TABARELLI, M. Seed dispersal by ants in the semi-arid caatinga of North-east Brazil. **Annals of Botany**, 99(5): 885-894. 2007.

LEMTUR, M. & CHOUDHARY, J.S. Influence of Weather parameters on population dynamics of thrips and mites on summer season cowpea in Eastern Plateau and Hill region of India. **Journal of Agrometeorology**, 18(2): 296-299. 2016.

LEWINSOHN, T.M. & ROSLIN, T. 2008. Four ways towards tropical herbivore megadiversity. **Ecol Lett**, 11:398-416. 2008.

LIMA, R.A.F.; SOUZA, V.C.; SIQUEIRA, M.F.; TER STEEGE, H. Defining endemism levels for biodiversity conservation: tree species in the Atlantic Forest hotspot. **Biological Conservation**. 2020.

LINDENMAYER, D.B. & LIKENS, G.E. Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. **Ecosystems**, 14: 47-59. 2011.

LINDENMAYER, D.B. & LIKENS, G.E. The science and application of ecological monitoring. **Biological Conservation**, 143: 1317-1328. 2010.

LIRA, A.F.A.; ARAUJO, J.C.; REGO, F.N.A.A.; FOERSTER, S.I.A.; ALBUQUERQUE, C.M.R. Habitat heterogeneity shapes and shifts scorpion assemblages in a Brazilian seasonal dry tropical forest. **Journal of Arid Environments**. v. 186. 2021.

LISCHETTI,N.; PONS, K.; SEGURA, L.N. Forest structure influences the abundance of *Araneus lathyrinus* (Araneae, Araneidae), an important avian prey item during nestling rearing. **ARTHROPOD-PLANT INTERACTIONS**, v. 16, p.101-108. 2022.

LORENZI & HARRI. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil IHarri Lorenzi. -- Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 1992. p 368. 1949.

LORENZI & HARRI. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil / Marri Lorenzi. -- 2. ed. -- Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 1998. p 384. 1949b.

LOUZADA, J.; GARDNER, T.; PERES, C.& BARLOW, J. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. **Biological Conservation**, 143: 1102-1109. 2010.

LOVELL, S.; HAMER, M. SLOTOW, R. & HERBERT D. Assesment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. **Biological Conservation**, 139:113-125. 2007.

LUCKY, A., TRAUTWEIN, M.D., GUÉNARD, B.S., WEISER, M.D. & DUNN, R.R. Tracing the rise of ants - Out of the ground. **PLoS ONE**, 8. 2013.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. The Theory of Island Biogeography. **Princeton University Press**, Princeton. 1967.

MALHI, Y., GARDNER, T. A., GOLDSMITH, G. R., SILMAN, M. R., & ZELAZOWSKI, P. Tropical forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, 39 :125–159. 2014.

MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research**, 27: 209– 220. 1967.

MARQUES, G.V.D. & DEL-CLARO, K. The ant fauna in a cerrado area: the influence of vegetation structure and seasonality (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, 47: 235 -252. 2006.

MATEVSKI, D.; SCHULDT, A. Tree species richness, tree identity and non-native tree proportion affect arboreal spider diversity, abundance and biomass. **Forest Ecology and Management**, v. 483, p. 1-9. 2021.

MAY, R.M. How many species are there on earth? **Science**, 241:1441–1449. 1988.

MCDOWELL, N. G., ALLEN, C. D., ANDERSON-TEIXEIRA, K., AUKEEMA, B. H., BOND-LAMBERTY, B., CHINI, L., CLARK, J. S., DIETZE, M., GROSSIORD, C., HANBURY-BROWN, A., HURTT, G. C., JACKSON, R. B., JOHNSON, D. J., KUEPPERS, L., LICHSTEIN, J. W., OGLE, K., POULTER, B., PUGH, T. A. M., SEIDL, R., ...XU, C. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, 368, 964–975. 2020.

MCGEOCH, M. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, 73: 181–201. 1998.

MCGILL, B. J., DORNELAS, M., GOTELLI, N. J., & MAGURRAN, A. E. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in Ecology & Evolution**, 30, 104–113. 2015.

MEENA, R. S., AMETA, O. P. & MEENA, B. L. Population dynamics of sucking pests and their correlation with weather parameters in chilli, *Capsicum annuum* L. crop. **The Bioscan**, 8 (1): 177-18. 2013.

MEJÍA-DOMÍNGUEZ, N.R.; MEAVE, J.A.; DÍAZ-ÁVALOS. & GONZÁLEZ, E.J. Individual Canopy-tree Species Effects on Their Immediate Understory Microsite and Sapling Community Dynamics. **Biotropica**, 43(5): 572-581. 2011.

MELI, P., HOLL, K.D., BENAYAS, J.M.R., JONES, H.P., JONES, P.C., MONTOYA, D., MATEOS, D.M., A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **Plos ONE**, v 12, p. 1–17. 2017.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K; GANADE, G. & WILLIAMSON, G.B. Alternative Successional Pathways in the Amazon Basin. **The Journal of Ecology**, 89(4): 528-537. 2001.

MEYER, S. T., NEUBAUER, M., SAYER, E. J., LEAL, I. R., TABARELLI, M. & WIRTH, R. Leaf-cutting ants as ecosystem engineers: topsoil and litter perturbations around *Atta cephalotes* nests reduce nutrient availability. **Ecological Entomology**, 38, 497 – 504, 2013.

MOORE, J. C.; WALTER, D. E.; HUNT, H. W. Arthropod Regulation of Micro- and Mesobiota in Below-Ground Detrital Food Webs. **Annual Review of Entomology**, v. 33, n. 1, p. 419–435, 1988.

MORAIS, J. W., OLIVEIRA, V. S., DAMBROS, C. S., TAPIA-CORAL, S. C.; ACIOLI, A. N. S. Mesofauna do solo em diferentes sistemas de uso da terra no Alto Rio Solimões, AM. **Neotropical Entomology**, v. 39, p. 145 – 152, 2010.

MYERS, N.R.A.; MITTERMEIER, C.G.; MITTERMEIER, G.A.B.; DA FONSECA., J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858. 2000.

NOGUEIRA, A. R. Manual de Laboratório: Solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos. São Carlos: **Embrapa Pecuária Sudeste**. p.334. 2005.

Novotny, V. & Basset, Y. Host species city of insect herbivores in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 272:1083–1090. 2005.

NOVOTNY, V.; DROZD, P.; MILLER, S.E.; KULFAN, M.; JANDA, M.; BASSET, Y. & WEIBLEN, G.D. Why are there so many species of herbivorous insects in tropical rainforests? **Science**, 313:1115–1118. 2006.

NYFFELER, M. Prey selection of spiders in the field. **Journal Arachnol**, v:27, p.317–324. 1999.

NYFFELER, M.; BIRKHOFER, K. An estimated 400–800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. **The Science of Nature**, v: 104, p.3-4. 2017.

OLIVEIRA, M.V., FRANÇA, E.C.B., FEITOSA, R.M., CORREIA, M.E.F., QUEIROZ, J.M., Ninhos de Atta sexdens (Hymenoptera: Formicidae) podem afetar a estrutura da assembleia de artrópodes do solo na Mata Atlântica? **Iheringia**. p. 1–8, 2018.

ORGIAZZI, A., BARDGETT, R. D., BARRIOS, E., BEHAN-PELLETIER, V., BRIONES, M. J. I., CHOTTE, J-L., DE DEYN, G. B., EGGLETON, P., FIERER, N., FRASER, T., HEDLUND, K., JEFFERY, S., JONHNSON, N. C., JONES, A., KANDELER, E., KANEKO, N., LAVELLE, P., LEMANCEAU, P., MIKO, L., MONTANARELLA, L., MOREIRA, F. M. S., RAMIREZ, K. S., SCHEU, S., SINGH, B. K., SIX, J., VANDER PUTTEN, W. H. & WALL, D. H. Global Soil Biodiversity Atlas. **European Comission**, Luxembourg, 176 p. 2016.

OSTERTAG, R.; WARMAN, L.; CORDEL, S.; VITOUSEK, P.M. Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. **Journal of Applied Ecology**, v.52(4), p.805-809. 2015.

PACHECO, R. & VASCONCELOS, H.L. Subterranean pitfall traps: is it worth including them in your ant sampling protocol? **Psyche**. 2012.

PADIAL, A. P.; DECLERCK, S.A.J; DE MEESTER, L.; BONECKER, C.C.; LANSACTO, F.A.; RODRIGUES, L.C.; TAKEDA, A.; TRAIN, S.; VELHO, L.F.M. & BINI, L. M. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. **Freshwater Biology**, 57: 2411–2423. 2012.

PALACIOS-VARGAS, J. G., CASTAÑO-MENESES, G., GÓMEZ-ANAYA, J. A., MARTÍNEZ-YRIZAR, A., MÉJIA-RECAMIER, B. E.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry Forest ecosystem in Western Mexico. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 3703 – 3717. 2007.

PANIZZI, ANTONIO R., AND JOSE R. P. PARRA [EDS.]. **Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**. CRC Press, Florida. 213-233. 732p. 2012.

PARR, C. L.; EGGLETON, P.; EVANS, T.A. & HOLDSWORTH, S. Suppression of savanna ants alters invertebrate composition and influences key ecosystem processes. **Ecology** 97 (6): 1611-1617. 2016.

PATEL, S. K.; PATEL, B. H.; KORAT, D. M. & DABHI, M. R. Seasonal incidence of major insect pests of cowpea, *Vigna unguiculata* (Linn.) Walpers in relation to weather parameters. **Karnataka Journal Agricola Scince**., 23(3) 497-499. 2010.

PAWAR, S.; BIRAND, A.C.; AHMED, M.F.; SENGUPTA, S. & RAMAN, T.R.S. Conservation biogeography in North-east India: hierarchical analysis of cross-taxon distributional congruence. **Diversity and Distributions**, 13:53–65. 2007.

PEKÁR, S.; TOFT, S. Trophic specialisation in a predatory group: the case of prey-specialised spiders (Araneae). **Biological Reviews**, v: 90, p. 744–761. 2015.

PIANKA, E. Evolutionary ecology. 5th ed, New York, Harper Collins **college publishers**, 484p. 1994.

PIREDA, S.; MIGUEL, E.C. XAVIER, V. & DA CUNHA, M. Morpho-anatomical and ultrastructural analysis of extrafloral nectaries in *Inga edulis* (Vell.) Mart. (Leguminosae). **Nordic Journal of Botany**, 36: 1-5. 2018.

PISTÓN, N.; MICHALET, R.; SCHOB, C.; MACEK, P.; ARMAS, C. & PUGNAIRE, F.I. The balance of canopy and soil effects determines intraspecific differences in foundation species' effects on associated plants. **Functional Ecology**, 32(9): 2253-2263. 2018.

PRATHER, R.M.; KASPAARI, M. Plants regulate grassland arthropod communities through biomass, quality, and habitat heterogeneity. **Ecosphere**. v.10, p. 1-13. 2019.

QIAN, H. & KISSLING, W.D. Spatial scale and cross-taxon congruence of terrestrial vertebrate and vascular plant species richness in China. **Ecology**, 91:1172–1183. 2010.

QIAN, H. Relationships between plant and animal species richness at a regional scale in China. **Conservation Biology**. v.21, p.937–944. 2007.

QIAN, H.; KISSLING, W.D. Spatial scale and cross-taxon congruence of terrestrial vertebrate and vascular plant species richness in China. **Ecology**, v. 91, -p.1172–1183. 2010.

QUEIROZ, A.C.M. & RIBAS, C.R. Canopy cover negatively affects arboreal ant species richness in a tropical open habitat. **Braz. J. Biol.**, 76 (4): 864-870. 2016.

REGUA, Reserva Ecológica de Guapiaçu. Disponível em: <https://www.regua.org.br/> Acesso realizado em novembro de 2023.

RIBAS, C.R. & SCHOREDER, J.H. Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazil Pantanal. **Biodiversity and Conservation**, 16:1511-1520. 2007.

RIBAS, C.R., SCHOREDER, J.H., PIC, M. & SOARES, S.M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, 28: 305-314. 2003.

RICO-GRAY, V. & OLIVEIRA, P. S. **The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions**. University of Chicago Press, London, 320 p., 2007.

ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V. & ALVES, A.S. Biologia da conservação: essências. São Carlos: RIMA, 582 p. 2006.

ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. Biologia da Conservação Essenciais. São Carlos. 587p. 2006.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVÉ, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**. v.261, p. 1605–1613.2011.

ROONEY, R.C. & AZERIA, E.T. The strength of cross-taxon congruence in species composition varies with the size of regional species pools and the intensity of human disturbance. **J Biogeogr**, 42:439–451. 2015.

ROSSER, N. Shortcuts in biodiversity research: What determines the performance of higher taxa as surrogates for species? **Ecology and Evolution**, 7: 2595–2603. 2017.

SAKCHOOWONG, W.; HASIN, S.; PACHEY, N.; AMORNSAK, W.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; KONGNOO, P. & BASSET, Y. Influence of leaf litter composition on ant assemblages in a lowland tropical rainforest in Thailand. **Asian Myrmecology**, 7(1): 57–71. 2015.

SAMPAIO, R. C., LAVISKI, B. F.S., COELHO, R. C.S. & QUEIROZ, J. M. Effects of Vegetation Structure on Ant Diversity in Different Seasonal Periods in Impacted Fragments of Atlantic Forest. **Sociobiology**, 70(2) 2023.

SANCHES, L.; VALENTINI, C.M.A.; BIUDES, M.S. & NOGUEIRA, J.S. Seasonal dynamics of the litterfall production and decomposition in tropical transitional forest. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 13(2): 183–189. 2009.

SANDERS, D. & VAN VEEN, F.J.F. Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. **Journal of Animal Ecology**, 80, 569 – 576. 2011.

SANSEVERO, J.B.B. & GARBIN, M.L. Restoration success of tropical forests: the search for indicators. **Sustainability Indicators**. Eds. Latawiec, AE & Agol, D. De Gruyter Open Ltd. Warsaw Poland. 2015.

SANSEVERO, J.B.B.; PRIETO, P.V.; DE MORAES, L.F.D. & RODRIGUES, P.J.P. Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. **Restoration Ecology**, 19(3): 379-389. 2011.

SANTOS, J.C. & FERNANDES, G. W. Measuring Arthropod Biodiversity: A Handbook of Sampling Methods. **Springer Nature**, 600p. 2020.

SAUBERERA, N.; ZULKAB, K.P.; ABENSPERG-TRAUNB, M.; BERG, H.M.; BIERINGERD, G.; MILASOWSKYB, N.; MOSERA, D.; PLUTZAR, C.; POLHEIMERE, M.; STORCHA, C.; TROSTLA, R.; ZECHMEISTERA, C. & GRABHERRA, G. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. **Biological Conservation**, 117: 181–190. 2004.

SAYER, E. J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews**, 81:1-31. 2006.

SCHERBER, C., N. EISENHAUER, W. W. WEISSE, B. SCHMID, W. VOIGT, E. D. & SCHULZE, C. Bottom-up Effects of Plant Diversity on Multitrophic Interactions in a Biodiversity Experiment. **Nature**, 468: 553–6. 2010.

SCHULDT, A., A. EBELING, M. KUNZ, M. STAAB, C. GUIMARAES-STEINICKE, D. & BACHMANN, N. Multiple Plant Diversity Components Drive Consumer Communities across Ecosystems." **Nature Communications**, 10: 1–11.2019.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Global Biodiversity Outlook 4**. 2014.

SEIDL, R., THOM, D., KAUTZ, M., MARTIN-BENITO, D., PELTONIEMI, M., VACCHIANO, G., WILD, J., ASCOLI, D., PETR, M., HONKANIEMI, J., LEXER, M. J., TROTSIUK, V., MAIROTA, P., SVOBODA, M., FABRIKA, M., NAGEL, T. A., & REYER, C. P. O. Forest disturbances under climate change. **Nature Climate Change**, 7, 395–402. 2017.

SILVA, B.F.; AZEVEDO, I.H.F.; MAYHÉ-NUNES, A.; BREIER, T. & FREITAS, A.F.N. Ants Promote Germination of the Tree Guarea guidonia by Cleaning its Seeds. **Floresta e Ambiente**, 26(3): 1-7. 2019.

SILVESTRE, R., BRANDÃO, C.R.F. & SILVA, R.R. Grupos funcionales de hormigas: El caso de los gremios del Cerrado. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.) Introducción a

las hormigas de la región **Neotropical**. Bogotá, Colômbia. - Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. p.113-148, 2003.

SIQUEIRA, T.; BINI, L.M.; ROQUE, F.O.& COTTENIE, K. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. **PLoSOne**, 7:1-12. 2012.

SKARBEK, C.J.; NOACK, M.; BRUELHEIDE, H.; HÄRDITLE, W.; OHEIMB,G.; SCHOLTEN, T.; SEITZ, S.& STAAB, M.. A tale of scale: Plot but not neighbourhood tree diversity increases leaf litter ant diversity. **Journal of Animal Ecology**, 89: 299-308. 2019.

SMOUSE, P.E.; LONG, J.C.& SOKAL, R.R. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence. **Systematic Zoology**, 35: 627–632. 1986.

SORVARI, J., HÄRKÖNEN, S. K. & VESTERINEN, E. J. First record of an indoor pest sawtoothed grain beetle *Oryzaephilus surinamensis* (Coleoptera: Silvanidae) from wild outdoor wood ant nest. **Entomologica Fennica**, 23: 69 – 71. 2012.

SOULÉ, M.E. & ORIANS, G.H. Conservation biology – Research priorities for the next decade. Island Press, Washington. 2001.

STASIOV, S.; VICIAN,V.; BENCAT,T.; PATOPRSTY,V.; LUKACIK,I.; SVITOK, M. Influence of soil properties on millipede (Diplopoda) communities in forest stands of various tree species. **Acta Oecologica**, v. 113, p. 1-7. 2021.

STAUDACHER, K., RUBBMARK, O.R., BIRKHOFER, K., MALSHER,G., SINT., D., JONSSON, M., TRAUGOTT, M. Functional Ecology. Habitat heterogeneity induces rapid changes in the feeding behaviour of generalist arthropod predators: 809-819. 2018.

STEINWANDTER, M.; SEEBER, J. The buffet is open: alpine soil macro-decomposers feed on a wide range of litter types in a microcosm cafeteria experiment. **Soil Biology Biochem**. 2020.

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 42: 465–487. 2011.

SUGANUMA, M.S.; DE ASSIS, G.B. & DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, 15(1): 27-36. 2014.

SWART, R.C.; SAMWAYS, M.J.S.; ROETS, F. Interspecific green leaf-litter selection by ground detritivore arthropods indicates generalist over specialist detritivore communities. **Applied Soil Ecology**, v. 174, p. 1-8. 2022.

SWART,R.C.; SAMWAYS., M.J.; PRYKE,J.S.; ROETS, F. Overhead tree canopy species has limited effect on leaf litter decomposition and decomposer communities in a floristically diverse, southern temperate rainforest. **Applied Soil Ecology**, v.156, p. 1-10. 2020.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, jul. 2005.

ter BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. **CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination, version 4.5 Microcomputer Power**. Ithaca, New York. 351p.1998.

TEWS, J., U.; BROSE, V.; GRIMM, K.; TIELBÖRGER, M.C.; WICHMANN, M. SCHWAGER & F. JELTSCH. Animal species diversity driven by habitat

heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. **Journal Biogeography**, 31: 79-92. 2004.

THIJS, K.W.; AERTS, R.; DE MOORTELE, P.V.; MUSILA, W.; GULINCK, H. & MUYS, B. Contrasting Cloud Forest Restoration Potential Between Plantations of Different Exotic Tree Species. **Restoration Ecology**, 22(4): 472-479. 2014.

TILMAN, D., P. B. REICH, J. KNOPS, D. WEDIN, T. & MIELKE, C. Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment. **Science**, 294: 843–5. 2001.

TOMITA, M. & SEIWA, K. The influence of canopy tree phenology on understorey populations of *Fagus crenata*. **Journal of Vegetation Science**, 15: 379–388. 2004.

TONHASCA Jr. A Ecologia e História Natural da Mata Atlântica. Rio de Janeiro, Interciênciac. 197p. 2005.

TONKIN, J.D.; STOLL, S.; JÄHNIG, S.C. & HAASE, P. Anthropogenic land-use stress alters community concordance at the river-riparian interface. **Ecological Indicators**, 65: 133-141. 2016.

UETZ, G.W. The influence of variation in litter habitats on spider communities. **Oecologia**, v.40, p.29–42. 1967.

UNDERWOOD, E. C. & FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. v. 2. 2006.

URIARTE, M.; CANHAM, C.D., THOMPSON, J. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: Light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. **Journal of Ecology**, 93:291–304. 2005.

VACKAR, D.; TEN BRINK, B.; LOH, J., BAILLIE, J.E.M. & REYERS, B. Review of multi-species indices for monitoring human impacts on biodiversity. **Ecological Indicators**, 17: 58–67. 2012.

VARGAS, A.B.; QUEIROZ, J.M.; MAYHÉ-NUNES, A.J.; SOUZA, G.; RAMOS, E.F. Teste da regra de equivalência energética para formigas de serapilheira: efeitos de diferentes métodos de estimativa de abundância em floresta ombrófila. **Neotropical Entomology**, p. 867–870. 2009.

VASCONCELOS, H. L.; MARAVALHAS, J. B.; NEVES, K. C.; PACHECO, R.; VIEIRA, J.; CAMAROTA, F. C.; IZZO, T. J. & ARAÚJO, G. M. Congruent spatial patterns of ant and tree diversity in Neotropical savannas. **Biodiversity and Conservation**, 28:1075-1089. 2019.

VAZQUEZ-YANES, C. A.; OROZCO-SEGOVIA, E.; RINCON, M. E.; SANCHEZ-CORONADO, P.; HUANTE, J. R.; TOLEDO, B.V. & BARRADAS. 1990. Light beneath the litter in a tropical forest: Effect on seed germination. **Ecology**, 71: 1952–1958.

VEHVILHAINEN, H.; KORICHEVA, J.; RUOHOMÄKI, K. Effects of stand tree species composition and diversity on abundance of predatory arthropods. **Oikos**, v. 117 (6), p. 935–943. 2008.

VELGHE, K. & GREGORY-EAVES, I. Body size is a significant predictor of congruency in species richness patterns: a meta-analysis of aquatic studies. **PLoS ONE**, 8 (2): 1-6. 2013.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, **Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais**. 124. 1991.

VILARDO, G., TOGNETTI, P.M., GONZÁLEZ-ARZAC, A., YAHDJIAN, L. Soil arthropod composition differs between old-fields dominated by exotic plant species and remnant native grasslands. **Acta Oecologica**. v.91, p. 57-64. 2018.

WANG, J., TONG, X. & WU, D. The effect of latitudinal gradient on the species diversity of chinese litter-dwelling thrips. **ZooKeys**, 417: 9 – 20. 2014.

WANG, Y. & AUGSPURGER, C. Comparison of seedling recruitment under arborescent palms in two Neotropical forests. **Community Ecology** 147: 533–545. 2006.

WARD, P. S. **Broad-Scale Patterns of diversity in Leaf Litter Ant Communities**. In: AGOSTI, Donat et al. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press, 2000. cap. 8.

WEISSER,W.W., C. ROSCHER, S. T. MEYER, A. EBELING,G. LUO, E. & ALLAN,H. Biodiversity Effects on Ecosystem Functioning in a 15-Year Grassland Experiment: Patterns, Mechanisms, and Open Questions. **Basic and Applied Ecology**, 23: 1–73. 2012.

WESTGATE, M.J.; BARTON, P.S.; LANE, P.W. & LINDENMAYER, D.B. Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. **Nature Communications**, 5: 1-8. 2014.

WESTGATE, M.J.; TULLOCH, A.I.T.; BARTON, P.S.; PIERSON, J.C. & LINDENMAYER, D.B. Optimal taxonomic groups for biodiversity assessment: a meta-analytic approach. **Ecography** ,40:539–548. 2017.

WIGGINTON, R.D.; PEARSON, J.; WHITCRAFT, C.R. Invasive plant ecosystem engineer facilitates community and trophic level alteration for brackish marsh invertebrates. **Ecosphere**. v. 5, p. 1–17. 2014.

WILLIAMS, L.J.; BUNYAVEJCHEWIN, S. & BAKER, P.J. Deciduousness in a seasonal tropical forest in western Thailand: interannual and intraspecific variation in timing, duration and environmental cues. **Oecologia**, 155: 571–582. 2008.

WILSON, E. O. **Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus**. Harvard University Press, 2003.

WIWATWITAYA, D.; TAKEDA, H. Seasonal changes in soil arthropod abundance in the dry evergreen forest of north-east Thailand, with special reference to collembolan communities. **Ecological Research**, v. 20 p.59-70. 2005.

WOLFE, B.E.; KLIRONOMOS, J.N. Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. **Source Biosci**. v.55, p.477–487. 2005.

WOLTERS, V.; BENGTSSON, J.; & ZAITSEV, A.S. Relationship among the species richness of different taxa. **Ecology**, 87:1886–1895. 2006.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.

YALI, J.; SIQI, Y.; SHANSHAN, X.; JIANHONG, X.; GANG, Y.; YUNFUI, Z.; YUN, B. Vertical distribution and seasonal changes of soil animal communities in Shanghai Jing'an Sculpture Park. **Journal of Ecology** . v. 40(02), p.480-489. 2021.

ZHANG, K.; LIN, S. L.; JI, Y. Q.; YANG, C. X.; WANG, X. Y.; YANG, C. Y., et al. Plant diversity accurately predicts insect diversity in two tropical landscapes. **Molecular Ecology**, 25, 4407–4419. 2016.

ZWIENER, V. P., LIRA-NORIEGA, A., GRADY, C. J., PADIAL, A. A., & VITULE, J. R. S. Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Biogeography**, 27: 298–309. 2018.

ANEXO

Tabela AI Variáveis ambientais nas amostras sob a copa de quatro espécies de árvores. CAP = circunferência do tronco. AC = área da copa. AS = altura da serrapilheira. IAF = índice de área foliar.

Árvore	AC	CAP	Altura	IAF	AS
<i>Guarea guidonia</i>	40,57	40	8	1,32	2,3
<i>Guarea guidonia</i>	18,06	37	7	0,95	0,8
<i>Guarea guidonia</i>	16,23	36	7	1,015	1
<i>Guarea guidonia</i>	28,93	29	7	0,81	2,5
<i>Guarea guidonia</i>	30,79	14	8	0,74	0,8
<i>Guarea guidonia</i>	32,97	47	8	0,735	2
<i>Guarea guidonia</i>	43,96	40	8	0,595	1,5
<i>Guarea guidonia</i>	18,84	25	6	0,63	0,8
<i>Guarea guidonia</i>	35,72	40,2	7	0,77	2,5
<i>Guarea guidonia</i>	19,43	30,4	6,5	0,635	0,8
<i>Guarea guidonia</i>	18,39	24	7	0,43	2,5

<i>Guarea guidonia</i>	16,88	22	7	0,645	2,5
<i>Inga edulis</i>	34,19	67	15	1,09	1,3
<i>Inga edulis</i>	62,83	64	15	0,79	0,2
<i>Inga edulis</i>	50,54	103	18	0,735	0,8
<i>Inga edulis</i>	73,85	54	14	0,665	0
<i>Inga edulis</i>	35,91	40	16	0,695	3
<i>Inga edulis</i>	52,28	80	15	1,085	1,5
<i>Inga edulis</i>	72,94	66	15	0,65	0,5
<i>Inga edulis</i>	51,13	64	13	0,95	1
<i>Inga edulis</i>	57,31	50	16	0,745	2
<i>Inga edulis</i>	142,01	85	16	0,64	3
<i>Inga edulis</i>	101,1	80	15	0,77	4,5
<i>Inga edulis</i>	150,72	63	17	0,49	4
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	27,51	51	14	0,85	1,3
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	37,53	57	16	0,68	0,3
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	31,15	51	16	0,475	0,4
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	42,6	53	15	1,215	0
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	54,95	73	17	0,74	1,5
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	52,2	75	18	0,775	0,7
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	31,16	95	18	0,825	0,8
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	36,68	75	17	0,73	2
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	87,42	60	13	0,46	0,8
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	23,63	32	11	0,575	3
<i>Nectandra membranacea</i>	31,95	80	15	1,175	3
<i>Nectandra membranacea</i>	20,94	35	11	0,705	0,8
<i>Nectandra membranacea</i>	15,39	40	11	0,855	2,5
<i>Nectandra membranacea</i>	32,97	60	12	1,075	0,5
<i>Nectandra membranacea</i>	37,37	60	12	0,74	1
<i>Nectandra membranacea</i>	29,2	50	11	0,795	1
<i>Nectandra membranacea</i>	22,61	60	9	0,515	1,3
<i>Nectandra membranacea</i>	43,96	60	12	0,495	4
<i>Nectandra membranacea</i>	30,62	79	16	0,44	2,5
<i>Nectandra membranacea</i>	33,10	70	12	0,61	2,5
<i>Nectandra membranacea</i>	36,267	70	12	0,62	2

Tabela A2 Dados químicos do solo sob a copa de quatro espécies de árvores.

Árvore	Dados químicos do solo								
	ALS	CAS	KS	MGS	N	OS	pH	C	
<i>Guarea guidonia</i>	0,90	2,78	38,85	0,86	0,15	2,81	4,40	0,744	
<i>Guarea guidonia</i>	1,39	1,06	38,53	0,35	0,15	3,12	4,34	0,908	
<i>Guarea guidonia</i>	1,03	2,97	48,52	0,95	0,15	3,42	4,40	0,668	
<i>Guarea guidonia</i>	1,85	0,21	28,98	0,12	0,18	7,14	3,90	0,9	
<i>Guarea guidonia</i>	1,57	2,76	34,99	1,02	0,14	2,92	4,20	0,68	
<i>Guarea guidonia</i>	1,68	0,43	26,69	0,29	0,11	7,82	4,00		

<i>Guarea guidonia</i>	2,5	0,16	32,55	0,2	0,15	5,18	3,8	0,729
<i>Guarea guidonia</i>	1,9	0,44	31,6	0,22	0,14	3,42	4,1	0,788
<i>Guarea guidonia</i>	2,01	0,51	35,35	0,23	0,16	3,89	3,9	0,818
<i>Guarea guidonia</i>	1,7	0,55	24,19	0,24	0,16	2,4	4,1	0,929
<i>Guarea guidonia</i>	1,57	0,8	30,43	0,23	0,15	1,99	4,25	1,005
<i>Guarea guidonia</i>	1,48	1,33	39,44	0,39	0,14	1,38	4,26	0,976
<i>Inga edulis</i>	2,1	1,1	24,59	0,17	0,13	2,74	4,28	0,867
<i>Inga edulis</i>	1,89	0,59	25,46	0,14	0,15	1,38	4,2	0,754
<i>Inga edulis</i>	0,48	1,85	84,68	1,28	0,1	6,33	4,87	0,697
<i>Inga edulis</i>	1,44	0,93	46,39	0,23	0,14	5,92	4,33	0,771
<i>Inga edulis</i>	1,61	0,82	28,4	0,17	0,13	2,26	4,23	0,751
<i>Inga edulis</i>	1,45	0,79	47,64	0,29	0,2	2,74	4,25	0,768
<i>Inga edulis</i>	1,83	0,87	32,41	0,17	0,14	3,69	4,04	0,872
<i>Inga edulis</i>	1,78	0,74	32,01	0,31	0,16	5,99	4,09	0,761
<i>Inga edulis</i>	2,1	1	47,92	0,22	0,2	9,85	4,2	0,876
<i>Inga edulis</i>	2,08	0,68	44,49	0,17	0,18	3,42	4,11	0,755
<i>Inga edulis</i>	1,72	1,04	48,99	0,25	0,16	5,11	4,09	0,816
<i>Inga edulis</i>	1,98	0,7	34	0,15	0,16	3,75	4,12	0,759
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,92	1,42	50,3	0,52	0,14	6,08	4,64	1,2
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,56	1,1	31,27	0,28	0,15	3,4	4,22	0,965
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,34	2,86	60,26	0,99	0,16	7,73	4,28	0,817
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,94	1,99	60,38	0,84	0,14	36,55	4,61	0,922
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,38	1,06	55,55	0,42	0,15	3,88	4,29	0,594
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2,11	0,67	31,21	0,27	0,15	3,33	3,99	0,622
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,3	1,71	38,95	0,3	0,16	3,26	4,38	0,867
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,69	0,98	80,8	0,39	0,21	12,74	4,1	0,626
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,69	1,25	43,27	0,34	0,17	6,9	4,13	0,78
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2,34	0,5	50,05	0,25	0,15	5,87	4,06	0,723
<i>Nectandra membranacea</i>	0,74	1,71	57,57	0,66	0,13	3,82	4,6	0,846
<i>Nectandra membranacea</i>	1,8	0,97	33,62	0,28	0,14	3,81	4,21	1,755
<i>Nectandra membranacea</i>	1,16	1,55	54,18	0,45	0,16	3,54	4,4	0,663
<i>Nectandra membranacea</i>	1,27	1,3	33,75	0,54	0,14	6,42	4,3	0,797
<i>Nectandra membranacea</i>	1,39	0,91	34,99	0,43	0,14	4,36	4,32	0,861
<i>Nectandra membranacea</i>	0,99	1,1	31,1	0,28	0,12	4,02	4,46	0,706
<i>Nectandra membranacea</i>	1,49	0,7	48,56	0,35	0,16	5,19	4,12	0,832
<i>Nectandra membranacea</i>	2,21	0,51	42,86	0,2	0,17	5,39	4,11	0,689
<i>Nectandra membranacea</i>	1,92	0,68	21,95	0,19	0,13	2,92	4,24	1,831
<i>Nectandra membranacea</i>	1,39	1,49	51,83	0,47	0,19	6,63	4,29	0,937
<i>Nectandra membranacea</i>	1,89	0,76	37,22	0,23	0,13	4,5	4,12	0,9

Tabela A3 Abundância média de artrópodes sob a copa de quatro espécies de árvores.

Árvore	Isopo	Arane	Opilio	Diplopoda	Hemiptera	Coleoptera	Collembo	Acarina	Diptera	Orthoptera
--------	-------	-------	--------	-----------	-----------	------------	----------	---------	---------	------------

GG	4,3	0,5	0,0	1,0	0,0	3,5	1,5	79,0	0,3	0,3
GG	7,5	0,5	0,0	2,5	0,3	1,8	0,0	38,3	0,0	0,0
GG	4,0	0,5	0,0	5,8	0,3	2,8	1,5	17,8	0,0	0,0
GG	3,8	0,5	0,0	13,5	0,3	1,3	0,3	14,8	0,3	0,0
GG	3,8	0,0	0,0	0,8	0,3	1,8	0,5	21,0	0,0	0,0
GG	0,3	2,3	0,0	3,5	0,3	4,3	5,8	10,3	0,0	0,0
GG	0,0	0,8	0,5	2,8	0,3	5,3	2,0	35,3	0,0	0,0
GG	0,0	1,0	0,3	0,8	1,0	1,0	2,0	17,0	0,3	0,0
GG	1,0	1,3	0,0	1,3	0,0	1,8	2,8	21,0	0,3	0,3
GG	1,0	1,0	0,3	0,0	0,3	1,3	3,3	18,5	0,5	0,0
GG	0,8	1,0	0,5	2,3	0,8	2,5	8,8	9,3	0,3	0,0
GG	2,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8	2,8	20,0	0,0	0,0
IE	3,5	0,5	0,0	2,5	0,3	2,3	2,8	37,3	0,3	0,0
IE	3,0	0,0	0,0	0,8	0,3	0,5	0,8	22,5	0,3	0,0
IE	7,0	0,3	0,0	5,0	0,3	1,3	0,0	34,0	0,8	0,0
IE	29,5	0,0	0,0	1,3	0,3	2,3	1,3	15,8	0,0	0,0
IE	4,0	0,8	0,3	4,3	0,3	1,5	5,0	18,0	0,5	0,0
IE	6,3	0,5	0,3	1,3	0,0	2,3	1,5	11,3	0,3	0,0
IE	2,8	0,3	0,0	5,8	0,3	0,8	2,3	24,3	0,0	0,0
IE	0,3	0,0	0,3	5,5	0,0	2,0	2,3	23,8	0,0	0,0
IE	0,0	0,0	0,0	1,3	0,5	0,3	4,8	24,0	0,3	0,0
IE	0,5	0,0	0,0	3,8	0,5	2,0	2,8	41,8	0,0	0,0
IE	0,5	0,5	0,0	1,5	0,5	3,5	2,8	39,5	0,3	0,0
IE	0,0	0,5	0,0	2,0	0,0	2,3	3,8	22,0	4,0	0,0
PG	6,3	1,5	0,0	6,3	1,0	6,5	7,8	21,3	0,0	0,0
PG	8,0	0,3	0,0	4,0	0,0	1,8	7,8	50,3	0,0	0,3
PG	7,0	0,3	0,0	2,3	0,3	2,8	3,0	28,8	0,0	0,0
PG	9,8	0,5	0,3	3,5	0,0	4,8	1,8	30,8	0,3	0,0
PG	6,0	0,5	0,3	1,0	1,0	2,3	3,5	11,0	0,0	0,0
PG	7,0	0,8	0,0	1,5	0,5	1,5	1,0	19,0	0,3	0,3
PG	2,8	0,0	0,5	15,8	0,8	0,8	1,5	20,8	0,5	0,3
PG	0,0	0,5	0,0	8,0	1,0	1,5	3,5	10,0	0,3	0,0
PG	0,3	0,8	0,8	3,0	0,8	1,8	4,8	21,3	0,3	0,0
PG	0,5	1,5	0,0	0,5	0,5	2,3	2,3	35,5	0,3	0,0
NM	9,0	0,3	0,0	5,3	0,5	12,0	7,5	12,8	0,3	0,0
NM	1,5	0,8	0,0	2,0	0,0	4,8	1,5	9,5	0,0	0,0
NM	1,8	0,3	0,0	3,8	0,0	2,5	1,3	17,8	0,0	0,0
NM	3,8	0,5	0,3	2,0	0,3	0,8	0,3	11,0	0,0	0,0
NM	9,8	0,0	0,0	6,0	0,0	3,0	6,8	14,8	0,3	0,0
NM	0,8	0,5	0,0	8,8	0,8	2,0	10,0	21,8	0,5	0,0
NM	0,3	0,3	0,0	2,5	0,3	0,5	2,3	8,8	0,0	0,0
NM	0,3	1,5	0,5	4,3	0,8	2,0	2,0	48,3	0,5	0,0
NM	0,3	1,3	0,8	3,5	0,5	1,5	3,3	10,3	0,3	0,0
NM	0,0	0,0	0,0	2,5	0,5	1,8	0,0	21,0	0,0	0,0
NM	1,0	0,0	0,0	2,0	0,3	1,0	2,0	15,5	0,0	0,0

Tabela A4 Lista de ocorrência das morfoespécies da assembleia de formigas nas amostras em quatro espécies de árvores.

Grupo funcional	Morfoespécies	G	N	P	Tota	
		G	IE	M	G	1
Predadoras Generalistas Epigeicas	<i>Ectatomma brunneum</i>	0	0	0	1	1
	<i>Ectatomma permagnum</i>	4	2	3	6	15
	<i>Odontomachus bauri</i>	2	1	1	2	6
	<i>Odontomachus haematodus</i>	0	3	1	1	5
	<i>Odontomachus meinerti</i>	0	1	1	0	2
	<i>Pachycondyla harpax</i>	4	3	7	5	19
	<i>Pachycondyla striata</i>	2	2	3	2	9
	<i>Gnamptogenys mediatrix</i>	0	2	1	1	4
	<i>Gnamptogenys striatula</i>	1	0	0	1	2
	<i>Megalomyrmex drifti</i>	2	1	0	1	4
Predadoras Generalistas Hipogeicas	<i>Megalomyrmex goeldii</i>	1	0	0	0	1
	<i>Megalomyrmex hheringi</i>	0	0	0	1	1
	<i>Hypoponera distinguenda</i>	1	1	1	1	4
	<i>Hypoponera schmalzi</i>	0	1	0	0	1
	<i>Hypoponera sp1</i>	1	2	3	5	11
	<i>Hypoponera sp2</i>	1	1	1	1	4
	<i>Hypoponera sp3</i>	2	2	2	1	7
	<i>Hypoponera sp4</i>	2	1	0	1	4
	<i>Hypoponera sp5</i>	4	4	3	5	16
	<i>Hypoponera parva</i>	9	7	8	7	31
Especialistas	<i>Strumigenys denticulata</i>	5	6	10	6	27
	<i>Strumigenys eggersi</i>	9	6	4	10	29
	<i>Strumigenys elongata</i>	0	1	2	2	5
	<i>Strumigenys louisianae</i>	2	1	2	7	12
	<i>Strumigenys sp1</i>	1	0	1	0	2
	<i>Strumigenys sp2</i>	0	1	0	0	1
	<i>Strumigenys sp3</i>	0	0	1	0	1
	<i>Strumigenys sp5</i>	0	0	1	0	1
	<i>Strumigenys subdentata</i>	4	2	7	2	15
	<i>Ectatomma tuberculatum</i>	0	1	0	0	1
Predadoras Arborícolas	<i>Neoponera curvinodis</i>	0	1	0	0	1
	<i>Neoponera verenae</i>	3	1	0	0	4
	<i>Pseudomyrmex rufiventris</i>	0	1	0	0	1
	<i>Pseudomyrmex pupa</i>	0	0	1	0	1
	<i>Pseudomyrmex sp3</i>	0	1	0	0	1
	<i>Pheidole alpinensis</i>	0	0	0	1	1
	<i>Pheidole flavens</i>	0	3	1	0	4
	<i>Pheidole aff mendicula</i>	1	3	3	0	7
Generalistas	<i>Pheidole obscurithorax</i>	1	0	2	0	3
	<i>Pheidole rosae</i>	1	0	1	2	4

	<i>Pheidole sensitiva</i>	1	0	1	0	2
	<i>Pheidole</i> sp1	1	3	2	0	6
	<i>Pheidole</i> sp2	4	2	3	2	11
	<i>Pheidole</i> sp3	0	1	0	0	1
	<i>Pheidole</i> sp4	1	0	1	0	2
	<i>Pheidole</i> sp5	0	2	2	1	5
			1			
	<i>Pheidole subarmata</i>	10	0	8	9	37
	<i>Rogeria germaini</i>	3	1	4	3	11
	<i>Rogeria scobinata</i>	10	9	10	9	38
	<i>Rogeria</i> sp1	2	0	0	0	2
	<i>Solenopsis invicta</i>	2	4	6	2	14
	<i>Solenopsis</i> sp3	6	7	7	10	30
	<i>Solenopsis</i> sp4	6	3	7	6	22
	<i>Solenopsis</i> sp5	6	8	7	7	28
	<i>Solenopsis</i> sp7	8	9	9	7	33
	<i>Wasmannia affinis</i>	0	0	1	0	1
	<i>Wasmannia auropunctata</i>	2	4	3	2	11
	<i>Wasmannia lutzi</i>	0	1	0	0	1
	<i>Brachymyrmex</i> sp1	0	2	3	4	9
	<i>Brachymyrmex</i> sp2	3	2	1	2	8
	<i>Brachymyrmex heeri</i>	2	2	6	5	15
	<i>Brachymyrmex admotus</i>	8	4	7	6	25
	<i>Brachymyrmex</i> sp3	2	3	1	0	6
	<i>Brachymyrmex</i> sp4	0	1	0	1	2
	<i>Linepithema iniquum</i>	0	0	3	2	5
	<i>Linepithema micans</i>	1	1	0	0	2
	<i>Linepithema neotropicum</i>	6	9	8	8	31
	<i>Nylanderia fulva</i>	3	6	2	2	13
	<i>Nylanderia</i> sp1	1	5	2	3	11
	<i>Nylanderia</i> sp2	2	4	7	3	16
	<i>Nylanderia</i> sp3	0	1	2	1	4
	<i>Nylanderia</i> sp4	0	1	0	0	1
	<i>Nylanderia steinheili</i>	2	3	5	2	12
	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	0	0	1	0	1
	<i>Carebara</i> sp1	1	1	2	1	5
	<i>Solenopsis</i> sp1	7	9	7	7	30
	<i>Solenopsis</i> sp2	10	9	10	5	34
	<i>Solenopsis</i> sp6	5	9	5	7	26
	<i>Solenopsis</i> sp9	1	1	3	0	5
Cultivadoras de Fungo	<i>Atta sexdens</i>	4	1	0	1	6
	<i>Cyphomyrmex hamulatus</i>	7	4	2	6	19
	<i>Cyphomyrmex major</i>	7	5	4	3	19
	<i>Cyphomyrmex</i> sp1	7	5	2	6	20

	<i>Mycetarotes parallelus</i>	1	0	0	1	2
	<i>Mycoceropurus goeldii</i>	0	2	2	2	6
	<i>Mycoceropurus smithi</i>	1	1	2	3	7
	<i>Trachymyrmex sp1</i>	0	1	0	0	1
Formigas de Correição	<i>Labidus coecus</i>	2	2	1	2	7
	<i>Labidus praedator</i>	1	2	0	1	4
Arborícolas Dominantes	<i>Camponotus renggeri</i>	1	0	0	0	1
	<i>Camponotus crassus</i>	1	1	1	2	5
	<i>Camponotus rufipes</i>	1	0	0	0	1
	<i>Camponotus sp1</i>	0	1	2	1	4
	<i>Camponotus novogranadensis</i>	1	0	0	0	1
	<i>Crematogaster aff longispinosa</i>	0	1	0	0	1
	<i>Crematogaster brasiliensis</i>	1	0	0	0	1
	<i>Crematogaster limata</i>	0	1	1	0	2
	<i>Dolichoderus attelaboides</i>	0	0	1	0	1
Arborícolas Consumidoras de Pólen	<i>Cephalotes pusillus</i>	0	0	1	0	1
Subterrâneas	<i>Typhlomyrmex prolatus</i>	0	1	0	0	1
	<i>Typhlomyrmex pusillus</i>	0	1	1	0	2

Tabela A5 Variáveis ambientais nas amostras sob a copa de quatro espécies de árvores focais.
 CAP = circunferência do tronco. AC = área da copa. AS = altura da serrapilheira. IAF = índice de área foliar.
 Fev= fevereiro. Set = setembro.

Árvore Focal	Amos							
	tra	AC	CAP	Altura	IAF fev	IAF set	AS fev	AS set
<i>Guarea guidonia</i>	GB01	40,57	40,00	8,00	1,33	1,31	2,50	2,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB02	18,06	37,00	7,00	0,99	0,91	1,00	0,50
<i>Guarea guidonia</i>	GB03	16,23	36,00	7,00	1,06	0,97	1,00	1,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB04	28,93	29,00	7,00	0,80	0,82	1,00	4,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB05	30,79	14,00	8,00	0,76	0,72	1,00	0,50
<i>Guarea guidonia</i>	GB06	32,97	47,00	8,00	0,72	0,75	1,00	3,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB07	43,96	40,00	8,00	0,60	0,59	1,00	2,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB08	18,84	25,00	6,00	0,67	0,59	1,00	0,50
<i>Guarea guidonia</i>	GB09	35,72	40,20	7,00	0,79	0,75	3,00	2,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB10	19,43	30,40	6,50	0,66	0,61	0,50	1,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB11	18,39	24,00	7,00	0,46	0,40	2,00	3,00
<i>Guarea guidonia</i>	GB12	16,88	22,00	7,00	0,57	0,72	2,00	3,00
<i>Inga edulis</i>	IB01	34,19	67,00	15,00	1,17	1,01	1,00	1,50
<i>Inga edulis</i>	IB02	62,83	64,00	15,00	0,83	0,75	0,00	0,30
<i>Inga edulis</i>	IB03	50,54	103,00	18,00	0,81	0,66	1,00	0,50
<i>Inga edulis</i>	IB04	73,85	54,00	14,00	0,71	0,62	0,00	0,00
<i>Inga edulis</i>	IB05	35,91	40,00	16,00	0,80	0,59	3,00	3,00
<i>Inga edulis</i>	IB06	52,28	80,00	15,00	1,09	1,08	1,00	2,00
<i>Inga edulis</i>	IB07	72,94	66,00	15,00	0,78	0,52	0,50	0,50
<i>Inga edulis</i>	IB08	51,13	64,00	13,00	1,12	0,78	1,00	1,00

<i>Inga edulis</i>	IB09	57,31 142,0	50,00	16,00	0,93	0,56	2,00	2,00
<i>Inga edulis</i>	IB10	1 101,1	85,00	16,00	0,70	0,58	2,00	4,00
<i>Inga edulis</i>	IB11	0 150,7	80,00	15,00	0,82	0,72	6,00	3,00
<i>Inga edulis</i>	IB12	2	63,00	17,00	0,57	0,41	5,00	3,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB01	27,51	51,00	14,00	0,97	0,73	1,00	1,50
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB02	37,53	57,00	16,00	0,84	0,52	0,30	0,30
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB03	31,15	51,00	16,00	0,69	0,26	0,50	0,30
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB04	42,60	53,00	15,00	1,43	1,00	0,00	0,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB05	54,95	73,00	17,00	0,76	0,72	1,00	2,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB06	52,20	75,00	18,00	0,73	0,82	1,00	0,30
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB07	31,16	95,00	18,00	0,90	0,75	1,00	0,50
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB08	36,68	75,00	17,00	0,85	0,61	1,00	3,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB09	87,42	60,00	13,00	0,54	0,38	0,50	1,00
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PB10	23,63	32,00	11,00	0,79	0,36	2,00	4,00
<i>Nectandra membranacea</i>	NB01	31,95	80,00	15,00	1,34	1,01	3,00	3,00
<i>Nectandra membranacea</i>	NB02	20,94	35,00	11,00	0,85	0,56	1,00	0,50
<i>Nectandra membranacea</i>	NB03	15,39	40,00	11,00	0,89	0,82	2,00	3,00
<i>Nectandra membranacea</i>	NB04	32,97	60,00	12,00	1,25	0,90	1,00	0,00
<i>Nectandra membranacea</i>	NB05	37,37	60,00	12,00	0,75	0,73	1,00	1,5
<i>Nectandra membranacea</i>	NB06	29,20	50,00	11,00	0,94	0,65	1,00	1,00
<i>Nectandra membranacea</i>	NB07	22,61	60,00	9,00	0,53	0,50	1,00	1,50
<i>Nectandra membranacea</i>	NB08	43,96	60,00	12,00	0,54	0,45	3,00	5,00
<i>Nectandra membranacea</i>	NB09	30,62	79,00	16,00	0,57	0,31	3,00	2,00

Tabela A6 Lista de ocorrência das morfoespécies da assembleia de formigas nas amostras sob a copa de quatros espécies de árvores focais. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Morfoespécies	Árvores Focais											
	PG		GG		IE		NM		Total			
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
<i>Atta sexdens</i>	0	1	5	1	0	0	0	0	5	2		
<i>Brachymyrmex admotus</i>	1	3	1	6	1	4	0	4	3	17		
<i>Brachymyrmex heeri</i>	0	0	1	1	0	0	1	3	2	4		
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	0	3	0	0	1	2	0	3	1	8		
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	0	0	0	2	0	2	1	1	1	5		
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	1	0	1	1	2	1	0	1	4	3		
<i>Brachymyrmex</i> sp.4	1	1	0	0	1	1	0	0	2	2		
<i>Camponotus crassus</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	2	1		
<i>Camponotus novogranadensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1		
<i>Camponotus renggeri</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0		
<i>Camponotus rufipes</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0		
<i>Camponotus</i> sp.1	1	0	1	0	1	0	0	0	3	0		

<i>Carebara</i> sp.1	0	1	0	1	0	0	1	1	1	3
<i>Cephalotes pusillus</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	3	0
<i>Crematogaster aff longispinosa</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1
<i>Crematogaster limata</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	2	1
<i>Cyphomyrmex hamulatus</i>	0	3	3	7	1	3	0	2	4	15
<i>Cyphomyrmex major</i>	0	3	4	2	1	2	0	1	5	8
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	1	4	3	3	0	3	0	0	4	10
<i>Dolichoderus attelaboides</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ectatomma brunneum</i>	3	1	0	0	0	0	2	0	5	1
<i>Ectatomma permagnum</i>	1	2	0	2	0	1	2	1	3	6
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	3	0	0	0	0	1	4	0	7	1
<i>Gnamptogenys mediatrix</i>	2	0	0	0	3	1	0	0	5	1
<i>Gnamptogenys moelleri</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Gnamptogenys striatula</i>	1	0	0	0	1	0	2	0	4	0
<i>Hypoponera distinguenda</i>	2	1	1	0	1	0	1	0	5	1
<i>Hypoponera parva</i>	0	6	6	7	1	7	1	5	8	25
<i>Hypoponera schmalzi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hypoponera</i> sp.1	1	0	0	0	2	0	1	0	4	0
<i>Hypoponera</i> sp.2	2	1	1	0	0	0	0	0	3	1
<i>Hypoponera</i> sp.3	0	1	1	1	0	2	0	2	1	6
<i>Hypoponera</i> sp.4	0	1	2	0	0	0	0	0	2	1
<i>Hypoponera</i> sp.5	2	1	2	0	0	2	0	0	4	3
<i>Hypoponera</i> sp.5	1	1	0	3	2	0	0	3	3	7
<i>Labidus coecus</i>	0	2	1	0	0	1	1	1	2	4
<i>Labidus praedator</i>	1	0	0	0	1	1	1	0	3	1
<i>Linepithema iniquum</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Linepithema micans</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	3	1
<i>Linepithema neotropicum</i>	1	5	2	1	2	9	0	5	5	20
<i>Megalomyrmex drifti</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Megalomyrmex goeldii</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	2	0
<i>Megalomyrmex iheringi</i>	2	1	0	0	0	0	2	0	4	1
<i>Mycetarotes parallelus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Mycocepurus goeldii</i>	0	1	0	1	2	0	0	0	2	2
<i>Mycocepurus smithi</i>	0	3	2	0	1	1	0	2	3	6
<i>Neoponera curvinodis</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Neoponera verenae</i>	2	0	0	2	0	0	2	0	4	2
<i>Nylanderia fulva</i>	0	2	2	2	0	1	0	1	2	6
<i>Nylanderia</i> sp.1	1	2	0	0	0	0	1	1	2	3
<i>Nylanderia</i> sp.3	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Nylanderia</i> sp.4	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2
<i>Nylanderia steinheili</i>	1	2	0	2	1	4	1	4	3	12
<i>Odontomachus haematodus</i>	1	0	0	0	2	3	0	0	3	3
<i>Odontomachus meinerti</i>	2	0	0	0	2	1	1	1	5	2
<i>Pachycondyla harpax</i>	2	3	1	0	0	3	1	2	4	8

<i>Pachycondyla striata</i>	1	1	1	1	2	1	0	0	4	3
<i>Pheidole aff mendicula</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	4	1
<i>Pheidole alpinensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole flavens</i>	2	0	0	0	3	0	1	0	6	0
<i>Pheidole obscurithorax</i>	0	0	1	0	2	0	0	2	3	2
<i>Pheidole rosae</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	3	0
<i>Pheidole sensitiva</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	2	1
<i>Pheidole</i> sp.1	0	0	1	1	0	3	0	1	1	5
<i>Pheidole</i> sp.2	0	0	0	3	1	2	0	1	1	6
<i>Pheidole</i> sp.3	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>Pheidole</i> sp.4	0	0	1	0	0	0	1	1	2	1
<i>Pheidole</i> sp.5	0	1	0	0	0	2	0	2	0	5
<i>Pheidole subarmata</i>	0	9	9	10	2	9	1	6	12	34
<i>Pseudomyrmex pupa</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	3	0
<i>Pseudomyrmex rufiventris</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	2	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3	3	0	0	0	0	1	0	0	3	1
<i>Rogeria germaini</i>	1	2	0	3	1	1	0	1	2	7
<i>Rogeria scabinata</i>	0	6	8	8	0	9	0	6	8	29
<i>Rogeria</i> sp.1	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0
<i>Solenopsis invicta</i>	0	2	0	2	2	5	0	3	2	12
<i>Solenopsis</i> sp.1	1	0	2	1	0	0	0	0	3	1
<i>Solenopsis</i> sp.2	0	5	3	9	0	11	0	5	3	30
<i>Solenopsis</i> sp.3	1	1	5	0	2	3	2	2	10	6
<i>Solenopsis</i> sp.4	1	6	0	7	2	6	1	6	4	25
<i>Solenopsis</i> sp.5	1	4	5	4	2	1	0	2	8	11
<i>Solenopsis</i> sp.6	1	0	4	5	0	6	0	2	5	13
<i>Solenopsis</i> sp.7	2	2	7	2	1	3	0	2	10	9
<i>Solenopsis</i> sp.9	0	0	0	1	0	1	0	2	0	4
<i>Strumigenys denticulata</i>	1	5	0	4	2	3	0	6	3	18
<i>Strumigenys eggersi</i>	2	5	8	3	3	4	1	1	14	13
<i>Strumigenys elongata</i>	1	2	0	0	2	1	2	2	5	5
<i>Strumigenys louisianae</i>	1	5	1	1	2	0	0	0	4	6
<i>Strumigenys</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Strumigenys</i> sp.2	2	0	0	0	1	0	1	0	4	0
<i>Strumigenys</i> sp.3	1	0	0	0	1	0	2	1	4	1
<i>Strumigenys</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Strumigenys subedentata</i>	1	1	3	0	1	1	0	2	5	4
<i>Tapinoma melanocephalum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	0	0	0	0	2	1	1	0	3	1
<i>Typhlomyrmex</i> sp. 1	0	0	0	0	2	1	1	0	3	1
<i>Typhlomyrmex pusillus</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0
<i>Wasmannia auropunctata</i>	0	1	3	1	1	3	0	2	4	7
<i>Wasmannia lutzi</i>	2	0	0	0	1	1	0	0	3	1

Tabela A7. Lista de abundância de ordens dos outros artrópodes sob a copa de quatro espécies de árvores

focais. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Ordens	Árvores Focais									
	PG		GG		IE		NM		Total	
	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set	Fev	Set
Acari	302	474	413	446	427	415	214	244	1356	1579
Araneae	9	15	21	26	15	21	8	2	53	64
Coleoptera	22	61	26	64	34	77	21	32	103	234
Collembola	36	129	29	190	53	167	8	141	126	627
Diplopoda	10	108	33	67	28	113	31	61	102	349
Hemiptera	4	24	14	9	11	12	6	9	35	54
Isopoda	47	94	39	38	53	91	45	75	184	298
Total	430	905	575	840	621	896	333	564	1959	3205
Total sem Acari	128	431	162	394	194	481	119	320	603	1626

Tabela A8 Lista de abundância de espécies de plantas refegerantes nas amostras sob a copa de quatro espécies de árvores focais. Fev= fevereiro. Set = setembro. GG = *Guarea guidonia*. IE = *Inga edulis*. PG = *Piptadenia gonoacantha*. NM = *Nectandra membranacea*.

Morfoespécies	Árvores Focais				
	PG	GG	IE	NM	Total
<i>Aegiphila integrifolia</i> . (Jacq.) Moldenke.	0	0	1	0	1
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	0	0	1	1	2
<i>Alchornea glandulosa</i> . Poepp. & Endl.	1	2	4	0	7
<i>Alchornea triplinervia</i> . (Spreng.) Muill.Arg.	0	0	1	0	1
<i>Andradea floribunda</i> Fr. Allem.	0	3	4	2	9
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	0	5	1	2	8
<i>Cedrela fissilis</i> . Vell.	0	1	0	0	1
<i>Cestrum laevigatum</i> Schltdl.	1	0	0	0	1
<i>Cestrum intermedium</i> . Sendtn.	0	0	0	0	0
<i>Ceiba speciosa</i> . (A.St.-Hil.) Ravenna.	1	0	0	0	1
<i>Chromolaena maximilianii</i> . (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	0	0	0	0	0
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	0	0	1	0	1
<i>Clidemia biserrata</i> . DC.	7	1	6	4	18
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	0	0	0	1
<i>Erythroxylum citrifolium</i> . A.St.-Hil.	1	0	0	0	1
<i>Eugenia</i> sp. cf <i>florida</i>	0	0	0	0	0
<i>Ficus glabra</i> Vell.	0	0	2	0	2
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	0	0	0	0	0
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	26	14	48	23	111
<i>Inga edulis</i> Mart.	0	1	2	0	3
<i>Lacistema pubescens</i> . Mart.	0	0	0	0	0

<i>Lessingianthus macrophyllus.</i> (Less.) H.Rob	0	0	3	0	3
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	0	0	1	0	1
<i>Miconia calvescens.</i> DC.	0	2	1	2	5
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	2	9	1	1	13
<i>Miconia lepidota.</i> DC.	21	37	13	14	85
<i>Mimosa bimucronata.</i> (DC.) Kuntze.	0	1	1	0	2
<i>Mollinedia acutissima.</i> Perkins.	0	2	0	0	2
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	20	5	3	12	40
<i>Myrcia</i> cf. sp. 3	0	1	3	0	4
<i>Myrcia</i> cf. sp. 4	1	0	0	0	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0	0	0	0	0
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	18	6	40	16	80
<i>Nectandra membranacea.</i> (Sw.) Griseb.	3	0	4	0	7
<i>Ocotea diospyrifolia.</i> (Meisn.) Mez.	0	0	1	0	1
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	0	0	2	0	2
<i>Piper amplum</i> Kunt.Masters.	10	11	19	8	48
<i>Piper anisum.</i> (Spreng.) Angely.	0	0	1	1	2
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	42	64	81	68	255
<i>Piper caldense</i> C.DC.	0	1	0	0	1
<i>Piper mollicomum</i> Kunth.	12	25	14	41	92
<i>Piper</i> sp.	0	0	0	2	2
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0	0	0	0	0
<i>Piptadenia rigida.</i> Benth.	0	0	0	0	0
<i>Plathymenia foliolosa</i> Bent.	0	0	0	0	0
<i>Pouteria</i> cf. <i>derlandio</i>	0	0	2	0	2
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	1	0	0	0	1
<i>Psychotria carthagenensis.</i> Jacq.	0	0	3	2	5
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltl.) Wawra.	0	0	1	0	1
<i>Rubiaceae</i> sp.	0	0	11	0	11
<i>Sida glaziovii.</i> K.Schum.	2	0	1	0	3
<i>Siparuna guianensis</i> Aublet	3	4	9	0	16
<i>Solanum inaequale</i> Vell.	0	0	0	1	1
<i>Solanum swartzianum.</i> Roem. & Schult.	5	11	32	25	73
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	0	0	1	0	1
<i>Syzygium cumini.</i> (L.) Skeels.	0	0	0	0	0
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	0	3	0	0	3
<i>Triplaris</i> cf. <i>guianensis</i>	0	0	1	0	1
<i>Vernonia polysphaera</i>	0	0	1	0	1
<i>Xylopia sericea.</i> A.St.-Hil.	0	0	1	0	1