



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

**VINICIUS DE ANDRADE COSTA**

**EFEITOS DOS MÉTODOS DE CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS  
EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL SOBRE A COMUNIDADE DE  
ARTRÓPODES**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. Jarbas Marçal de Queiroz  
Orientador

SEROPÉDICA, RJ  
ABRIL – 2021

**EFEITOS DOS MÉTODOS DE CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS  
EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL SOBRE A COMUNIDADE DE  
ARTROPODES**

**VINICIUS DE ANDRADE COSTA**

APROVADA EM: 30 de Abril de 2021

BANCA EXAMINADORA:

---

Prof. Dr. Jarbas Marçal de Queiroz – UFRRJ  
Orientador

---

Prof. Fábio Souto de Almeida – UFRRJ  
Membro

---

Prof. Paulo Sérgio dos Santos Leles – UFRRJ  
Membro

## **AGRADECIMENTOS**

À todos os meus familiares, em especial a minha mãe Edna Lúcia, meu Pai Ivo Costa e minha irmã Beatriz por todo apoio e incentivo durante toda minha graduação

Ao meu orientador Jarbas Marçal de Queiroz pelo apoio, orientações e correções, não somente durante este trabalho, mas também durante todo o meu período de estágio em seu laboratório.

Agradeço a minha namorada Eloise Genaio e toda sua família, pelo apoio, companhia e paciência.

À todos os meus amigos de graduação que estou levando para a vida, pelo apoio e companhia sempre divertida durante esses anos.

Aos membros da banca, Fábio Souto de Almeida e Paulo Sérgio dos Santos Leles, por aceitarem em me avaliar neste trabalho.

À equipe do Laboratório de Ecologia, Conservação e Mirmecologia, do Departamento de Ciências Ambientais (IF) pela companhia e ajuda na identificação dos artrópodes.

A todos que contribuíram de maneira direta ou indireta na realização deste estudo e na minha formação,

Muito obrigado.

## RESUMO

Os artrópodes são o filo mais abundante do reino animal no planeta, com grande importância ecológica através de sua participação direta e indireta na disponibilidade de recursos para outros indivíduos, portanto, estudos a respeito de modificações em sua diversidade e abundância no ambiente são relevantes para a manutenção de um ecossistema saudável. Este estudo tem como objetivo verificar e comparar a abundância e diversidade da assembleia de artrópodes presentes em diferentes tipos de tratamentos utilizados contra plantas daninhas em uma área de pesquisas de restauração florestal na Mata Atlântica. O estudo foi realizado na Reserva Ecológica de Guapiaçu, Estado do Rio de Janeiro, a partir de uma área de pastagem (Testemunha) e três tratamentos distintos para controle de plantas daninhas: T1) Controle mecânico – roçada e coroamento; T2) Tratamento químico - aplicação de herbicida a base de glyphosate em área total; T3) Tratamento químico-cultural - aplicação de herbicida a base de glyphosate e semeadura de espécies de adubação verde. Com a utilização de grupos de armadilhas do tipo pitfall, foram coletados ao todo 754 invertebrados, divididos em 11 ordens distintas. Que através da utilização da análise de similaridade (ANOSIM) e índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J$ ), foram determinadas as taxas de diversidade e dominância de cada área estudada. Foi notado uma proporcionalidade entre os índices de diversidade e de equitabilidade, onde as áreas com maiores índices de Shannon-Wiener também apresentaram maiores índices de Pielou: T1 ( $J=0,83$ ) ( $H'=1,99$ ), T2 ( $J=0,60$ ) ( $H'=1,44$ ), T3 ( $J=0,69$ ) ( $H'=1,65$ ) e Testemunha ( $J=0,45$ ) ( $H'=1,08$ ). Com valores de diversidade próximos e índices de equitabilidade sempre superiores a 0,50 tem-se um bom indicativo da uniformidade das ordens nos tratamentos, demonstrando pouca dominância de grupos específicos e alta diversidade em comparação a área Testemunha. Não foram observadas diferenças significativas na composição da comunidade de artrópodes entre os tratamentos (ANOSIM,  $p > 0,05$ ). A aplicação de herbicidas parece não resultar em mudanças significativas na composição da comunidade em relação aos outros tratamentos, mas os valores de dominância dos diferentes grupos sugerem a necessidade de continuar avaliando experimentalmente as diferentes práticas de controle de plantas daninhas em reflorestamentos na Mata Atlântica.

**Palavras-chave:** Artrópodes, reflorestamento da Mata Atlântica, ecossistema saudável e controle de plantas daninhas

## ABSTRACT

Arthropods are the most abundant phylum in the animal kingdom on Earth, with great ecological importance through their direct and indirect participation in the availability of resources for other individuals thus studies in their richness and abundance disorders are relevant to the maintaining a healthy ecosystem. This study aims to measure and compare the abundance and diversity of the assemblage of arthropods in different types of treatments used against weeds in an area of forest restoration research in the Atlantic Rainforest. The study was held in the Ecological Reserve of Guapiaçu, State of Rio de Janeiro, from a pasture area (Witness) and three different treatments for weed control: T1) Mechanical control - hand-hoeing and crowning; T2) Chemical treatment - application of herbicide based on glyphosate in total area; T3) Chemical-cultural treatment - application of glyphosate herbicide and sowing of green manure species. Using groups of pitfall traps, divided into 11 different orders, a total of 754 invertebrates were collected. That through the similarity analysis (ANOSIM) and Shannon-Wiener ( $H'$ ) and Pielou equitability ( $J$ ) indexes, the diversity and dominance rates of each studied area were determined. It was observed a proportionality between the diversity and equitability indexes, where the areas with the highest Shannon-Wiener indexes also presented the highest Pielou indexes: T1 ( $J = 0.83$ ) ( $H' = 1.99$ ), T2 ( $J = 0.60$ ) ( $H' = 1.44$ ), T3 ( $J = 0.69$ ) ( $H' = 1.65$ ) and Witness ( $J = 0.45$ ) ( $H' = 1.08$ ). With close diversity values and equitability indexes always higher than 0.50, there is a good indication of uniformity of the orders in the treatments, showing little dominance of specific groups and high diversity in comparison to the pasture area. There were no significant differences in the composition of the arthropod community between treatments (ANOSIM,  $p > 0.05$ ). The use of herbicides does not seem to result in significant changes in the composition of the community in relation to the other treatments, but the values of dominance of the different groups suggest the need to continue evaluating experimentally the different practices of weed control in reforestation in the Atlantic Rainforest.

**Keywords:** Arthropods, reforestation of the Atlantic Rainforest, healthy ecosystem and weed control

# Sumário

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>3</b>
2.1 TRATAMENTOS CONTRA PLANTAS DANINHAS.....	3
2.2 ARTRÓPODES COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS.....	4
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>7</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO E DA ÁREA EXPERIMENTAL...7	
3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	8
3.3 ANÁLISE DE DADOS.....	10
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>12</b>
4.1 ÍNDICE DE SHANNON-WIENER (H') E PIELOU (J).....	13
4.2 ANÁLISE DE SIMILARIDADE DOS GRUPOS.....	15
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>17</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>18</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Segundo a Fundação SOS Mata atlântica, a Mata Atlântica originalmente ocupava de forma contínua toda a costa brasileira, representando uma área de aproximadamente 1.360.000 km<sup>2</sup> de vegetação nativa composta por ecossistemas diversos com mais de 8.000 espécies endêmicas. Entretanto, de toda essa antiga distribuição apenas 8% (100.000 km<sup>2</sup>) de todo o seu bioma se manteve preservado, o que por sua vez a faz um ecossistema gravemente ameaçado e presente entre os 25 hotspots de biodiversidade mundiais (MYERS *et al.*, 2000)

Diante deste cenário de devastação histórica, grande parte das espécies ameaçadas de extinção do território brasileiro são endêmicas da região, sendo esse número superior a 510 espécies tanto da fauna quanto da flora local, que apesar da distribuição destas espécies não ser homogênea ao longo de todo o ecossistema, sua presente formação fragmentada impede a dispersão e interação entre as áreas mais afetadas com aquelas menos impactadas (TABARELLI *et al.*, 2003). Isso torna o enfrentamento de seu desmatamento e recuperação ecológica não somente necessário, mas também urgente.

Devido a necessidade da recuperação da Floresta Atlântica, diversos projetos e programas independentes, como os desenvolvidos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), começaram a surgir graças a incentivos e políticas governamentais. Esses projetos, em sua maioria tem realizado a restauração através do plantio de mudas de espécies nativas (MAGNAGO *et al.*, 2015). Entretanto, este tipo de plantio apresenta diversos fatores que influenciam no custo total de implantação do povoamento, sendo o controle de plantas daninhas um dos principais (RESENDE & LELES, 2018).

Uma das maneiras de diminuir o custo operacional de formação dos povoamentos é através do uso de herbicidas para o controle de plantas daninhas, que em comparação aos tratamentos mecânicos, chega a apresentar um custo de manutenção até três vezes menor (SANTOS *et al.* 2018). O herbicida mais utilizado em projetos de restauração florestal é o glifosato (N-fosfometil - glicina). Este produto é rotineiramente utilizado devido a sua considerável - até então - baixa toxicidade para pássaros, mamíferos e peixes, além de não apresentar efeitos acumulativos no ecossistema (BAYLIS, 2000).

Apesar de sua considerável baixa toxicidade, ainda existem muitas informações divergentes sobre os impactos do glifosato, principalmente em relação a sua interferência na abundância e diversidade de artrópodes. Enquanto o estudo realizado por Watts *et al.*

(2016) concluiu que a utilização do herbicida não causou interferência significativa na assembleia de artrópodes. Al-Daikh *et al.* (2016) observaram em um sistema de agricultura uma considerável diminuição no grupo de artrópodes ali presentes, em consequência da aplicação de glifosato. Haughton *et al.* (1999a) demonstraram que o herbicida afeta de maneira indireta os invertebrados, tanto na mudança da estrutura da vegetação quanto em seu microclima.

Apesar das bactérias e os fungos serem um dos grandes responsáveis pela ciclagem de nutrientes e degradação da matéria orgânica, o filo Arthropoda também se destaca neste processo, não somente sendo um dos maiores agentes na fragmentação da serrapilheira resultante da vegetação (SEASTEDT, 1984; HIEBER & GEESNER, 2002), mas também através do deslocamento de material orgânico e melhora da porosidade do solo, o que conseqüentemente favorece ao estabelecimento de outros organismos (WHITTFORD & ELDRIDGE, 2013) A alteração tanto da abundância quanto da diversidade dos artrópodes no ambiente pode gerar mudanças em todo o funcionamento do ecossistema, devido as suas capacidades de controle direto e indireto na disponibilidade de recursos ao sistema. (SCHOWALTER *et al.*, 1986).

Sabendo da importância ecológica da artropodofauna no estabelecimento e manutenção de um ecossistema saudável, este estudo teve como objetivo verificar e comparar a abundancia e diversidade da assembleia de artrópodes presentes em três tratamentos utilizados contra plantas daninhas em uma área de pesquisas de restauração florestal na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA).

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 TRATAMENTOS CONTRA PLANTAS DANINHAS

Entre as principais barreiras para a implantação e sucesso dos projetos de restauração florestal estão: predação e baixa germinação das sementes, alta intensidade de luz, herbivoria e falta de nutrientes no solo (HOLL *et al.*, 2000). Esta dificuldade de disponibilidade de nutrientes no solo está muito relacionada com a presença de gramíneas pioneiras, que em sua grande maioria acabam se sobressaindo as mudas florestais na competição por água e nutrientes, principalmente nas fases iniciais de implantação do povoamento. (PELLIZZARO *et al.*, 2017; SAMPAIO *et al.*, 2019).

As gramíneas pioneiras, muitas vezes denominadas como plantas daninhas e/ou plantas invasoras (PITELLI, 2015), são responsáveis por constantemente reduzir a biodiversidade nativa (WILCOVE *et al.*, 1998). Este efeito tem relação direta com suas características naturais como altas taxas de germinação e produção de sementes, alta eficiência fotossintética e excelente capacidade de dispersão, que as fazem exímias competidoras em comparação com espécies nativas (DAEHLER, 2003). Sendo necessário a realização de tratamento para seu controle, para assim oferecer um melhor ambiente para o estabelecimento da vegetação nativa.

Existem diversos métodos de controle para plantas daninhas, métodos esses que variam desde os mecânicos e químicos, até o controle biológico através do consórcio de espécies arbóreas. O método mecânico consiste na utilização de técnicas que visam causar injúrias físicas a vegetação, causadas muitas vezes através do uso de enxadas, ou até mesmo com o auxílio animal e/ou de tratores (FOLONI *et al.*, 1999). Porém não se demonstra muito eficaz em relação a utilização de recursos, sendo sua utilização muito mais custosa que os tratamentos químicos (SANTOS, 2020).

O consórcio de espécies arbóreas atua muitas vezes através da implantação de leguminosas fixadoras de nitrogênio, com uma rápida capacidade de cobertura verde, no qual acaba inibindo o crescimento de plantas que venham causar problemas ao estabelecimento das espécies nativas. (FERNANDES *et al.*, 1999) Essas leguminosas além de possuírem grande capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico no solo, possuem

sistema radicular profundo que auxilia a eficiência da adubação, e na circulação do ar e da água no subsolo. (RUSSEL *et al.*, 1981 apud DA SILVA *et al.*, 2002)

Por conta de sua facilidade de utilização, baixo custo de aplicação e manutenção (SANTOS *et al.* 2018) o controle químico se destaca aos outros tipos de métodos. Apesar de muitos herbicidas utilizados afetarem de maneira negativa o ecossistema, alterando a composição química do solo, entrando na cadeia alimentar e conseqüentemente se acumulando nos organismos, bioacumulando nos corpos hídricos além de se tornarem um problema a saúde humana (GILL & GARG, 2014; SHEPARD *et al.* 2004). A escolha deste tipo de tratamento normalmente está relacionada com a utilização de um herbicida em especial, o glifosato (N-fosfometil - glicina).

Devido a sua considerável baixa toxicidade para pássaros, mamíferos e peixes, além de não apresentar efeito acumulativos no ecossistema (BAYLIS, 2000), o glifosato é o herbicida mais utilizado no mundo, com aplicações desde a agricultura até a restauração florestal (GILL *et al.*, 2018). Porém, seus efeitos nos artrópodes ainda são incertos e conflitantes. Pesquisas como as de AL-Daikh *et al.* (2016) Evans *et al.* (2010), Benamú *et al.* (2010) e Gill *et al.* (2018) apontam fortemente para os efeitos negativos do produto, que chega a afetar os artrópodes de maneira direta e indireta através de mudanças no microclima próximo ao solo, alterações comportamentais, hormonais e no DNA dos indivíduos, que também foi observado em vertebrados de grande porte como os humanos. Porém, outros estudos demonstram que o filo Arthropoda não é afetado significativamente pelo composto, mantendo seus padrões comportamentais, riqueza e abundancia dos indivíduos no ambiente (HAUGHTON *et al.*, 2001; NAKAMURA *et al.*, 2008; WATTS, THORNBURROW & CAVE, 2016).

A fim de um melhor planejamento quanto a implementação de um projeto de restauração florestal, mais pesquisas sobre os impactos causados através dos tratamentos contra plantas daninhas são necessárias, para o estabelecimento de uma fauna e flora o mais similar possível a aquelas que um dia estiveram presentes no ecossistema.

## 2.2 ARTRÓPODES COMO BIOINDICADORES AMBIENTAIS

Bioindicadores, assim como seu nome sugere, são uma ferramenta normalmente composta por grupos de espécies ou comunidades biológicas, onde suas mudanças de

presença, ausência, capacidade de acumular substâncias e/ou configuração espacial normalmente indicam modificações ambientais, sendo elas antrópicas ou não. Sua utilização permite estimar, verificar e/ou monitorar as propriedades e atributos de sistemas ambientais (SILVA, 2010)

Diversas pesquisas utilizam bioindicadores a fim de demonstrar se determinada modificação ambiental causa ou não impacto no ecossistema como um todo, além de oferecer informações para um melhor entendimento do grupo indicador utilizado (BUTTERFIELD, et. al., 1995).

Apesar de existir uma enorme gama de seres vivos passíveis de serem utilizados como bioindicadores, incluindo: briófitas, algas, vertebrados e invertebrados (Lijteroff, Lima e Prieri, 2009), é necessário a utilização de grupos específicos, para fins específicos, tendo-se em vista a necessidade de se conhecer as vantagens e desvantagens da utilização de determinados táxons em determinadas comunidades biológicas, por conta de suas interações (MCGOECH, 1998). Um exemplo, ainda segundo Lijteroff *et al.* (2008) a ser utilizado como bioindicadores, para alterações da qualidade do ar em cidades, são os líquens, devido sua capacidade de absorver elementos presentes na água, acabam sendo bastante sensíveis a mudanças atmosféricas, pelo menos em escalas locais.

Devido ao filo Arthropoda ser o grupo mais abundante do reino animal no planeta, possuindo uma altíssima diversidade graças a sua presença tanto em habitats aquáticos quanto terrestres (CONSTANTINO *et al.*, 2002), esses organismos são amplamente utilizados e defendidos como um dos melhores grupos de bioindicadores. Diversos estudos sugerem que a modificação na heterogeneidade dos habitats - mesmo que em baixas variações - como a mudança do microclima, composição do solo e da serrapilheira, afetam diretamente a população destes invertebrados. (HAUGHTON *et al.* 1999; COPATTI & DAUDT, 2009; STAUDACHER *et. al.*, 2017; PRATHER & KASPARI, 2019) Entretanto, sua participação como indicadores vão muito além de sua sensibilidade a modificações ambientais. Os grupos deste filo participam e influenciam em todo o ecossistema de maneiras extremamente diversas, que vão desde seu importante papel na teia trófica como microbívoros (BARDGETT & CHAN, 1999) até as suas capacidades como engenheiros ecossistêmicos, pois controlam de maneira direta ou indireta a disponibilidade de recursos para outros indivíduos, através de transformações físicas nos diversos componentes do sistema (JONES *et al.* 1994).

Artrópodes atuam nos ambientes através de variadas maneiras. Segundo Almeida e Queiroz (2015), formigas poneromorfias demonstram grande influência nos

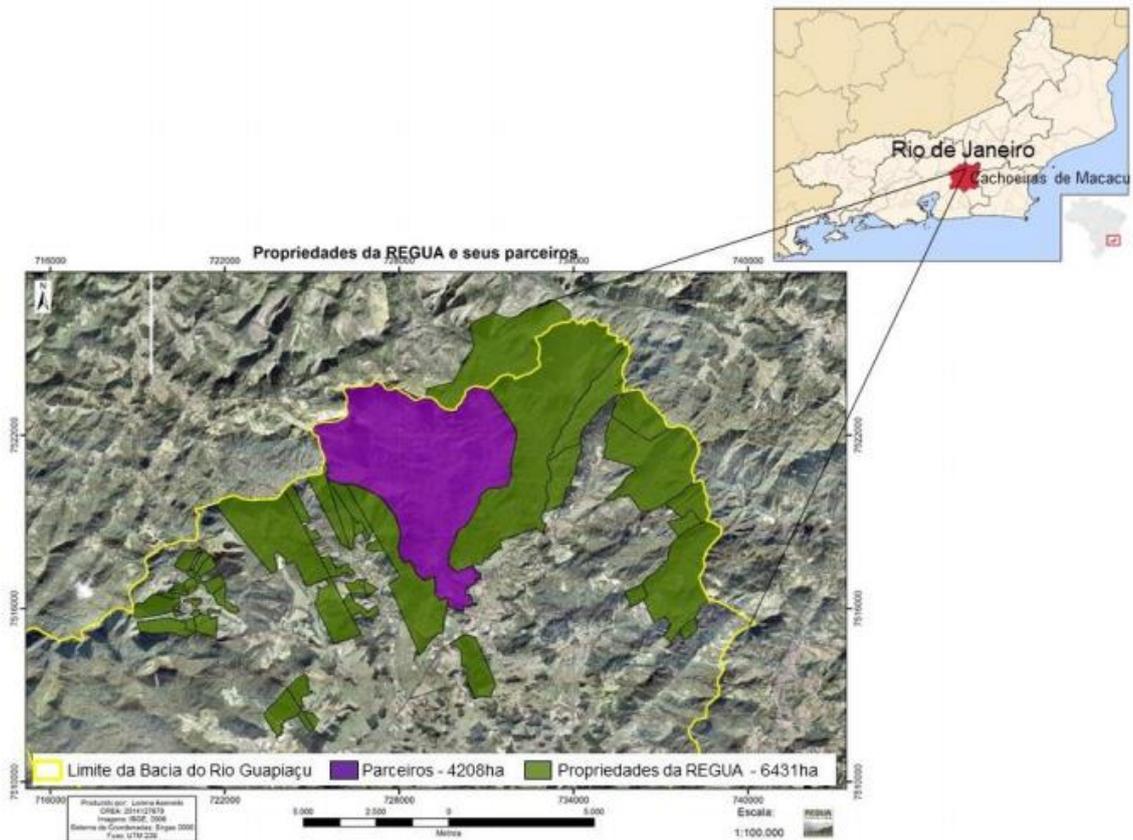
ecossistemas, desde a criação de seus ninhos que oferecem ambiente propício para diversos outros organismos, e recrutamento de plântulas através do deslocamento de frutos e sementes presentes em sua dieta. Mas também no acúmulo de nutrientes como o fósforo, nitrogênio, e potássio próximo as colônias devido ao deslocamento de partículas pelo deslocamento das formigas. Outro estudo realizado por Kilca, Pedroso e Zanini (2013), observou a existência de um outro tipo de atuação dos artrópodes como engenheiros de ecossistemas, através da relação positiva entre os abrigos foliares produzidos pela espécie *Gonioterma* sp. e a sua utilização pela artropodofauna local.

Por conta de sua alta importância ecológica, principalmente pelo seu papel como engenheiros ecológicos, é de vital importância a continuação de pesquisas e produção científica sobre a artropodofauna. Para um melhor entendimento dos habitats e suas interações, e assim, ampliarmos nossos conhecimentos tanto no monitoramento, mas também na estimativa, verificação e conseqüentemente prevenção de possíveis mudanças ecológicas antropogênicas.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO E DA ÁREA EXPERIMENTAL

O estudo foi realizado em área na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), localizada no município de Cachoeiras de Macacu, estado do Rio de Janeiro, sob as coordenadas 22°27'32,26"S, 43°45'53,72"O (Figura 1). A temperatura média anual é 21.9 °C e a pluviosidade média anual é 2280 mm, com verões chuvosos e invernos secos (ClimateDate.Org, 2021). A topografia do local é declivosa.



**Figura 1-** Localização da Reserva Ecológica do Guapiaçu (REGUA) no município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil (Lorena Azevedo, 2017; apud AZEVEDO 2018).

A vegetação da área de estudo consiste em um local previamente manejado para pecuária de corte com predominância de braquiárias. Em maio de 2017 o local foi cercado

e implantou-se experimento para avaliar o efeito de diferentes estratégias de controle de braquiária para a formação de povoamento visando a restauração florestal.

Este experimento de 2017 constituiu-se de cinco estratégias de controle das plantas daninhas, os quais constituem os tratamentos (SANTANA, 2019): mecânico (T1) - coroamento manual com raio de 30 cm das plantas arbóreas e roçada nas entrelinhas, sempre que o capim braquiária atingiu altura superior de 35 cm; químico (T2) - aplicação de calda à base de herbicida glyphosate na dose de 1,44 kg ha<sup>-1</sup>e.a. (formulação de sal de isopropilamina de glifosato 480 g L<sup>-1</sup>e 360 g L<sup>-1</sup> de equivalente ácido) antes do plantio das mudas arbóreas e sempre que o capim atingiu altura superior 35 cm altura; químico-cultural (T3) - aplicação de calda à base herbicida glyphosate em área total antes do plantio das mudas arbóreas e semeadura de espécies leguminosas herbáceas fixadoras de nitrogênio *Canavalia ensiformis* (L.) DC (feijão-de-porco) e *Cajanus cajan* L. Millsp. (feijão-guandu) nas entrelinhas, quatro meses após o plantio das mudas arbóreas. T4 (Quím\_mecânico) - aplicação de herbicida à base de glyphosate na linha de plantio (1,4 m de largura) e roçada nas entrelinhas, sempre que a braquiária atingiu 35 cm de parte aérea; T5 (Papelão) - coroamento das mudas com colocação do papelão após o plantio, em raio de 30 cm, e roçada nas entrelinhas, sempre que o capim braquiária atingiu altura superior a 35 cm.

### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

O delineamento experimental utilizado foi parecido com aquele já estabelecido pelos experimentos feitos anteriormente no local, que consistiu na separação de blocos casualizados. Neste estudo foram utilizados apenas os tratamentos (T1, T2 e T3) divididos em três blocos, além de uma área testemunha - também dividida em três blocos - sem qualquer tipo de intervenção, totalizando 12 unidades amostrais. Sendo o tamanho de cada unidade amostral de aproximadamente 214 m<sup>2</sup>. Sendo toda a amostragem realizada no mês de Agosto de 2019.

Para amostragem da fauna de artrópodes foram utilizadas, com igual intensidade amostral para todos os tratamentos e seus respectivos blocos, grupos de armadilhas do tipo pitfall (Figura 2), que capturam animais presentes na superfície do solo, tanto aqueles que caminham sobre o mesmo porque normalmente não voam, ou porque passam alguma

fase da vida nele. Devido ao fato de todos os blocos possuírem as mesmas dimensões, a utilização de número homogêneo de amostras possibilita que as ordens presentes em cada espaço físico tenham a mesma probabilidade de serem coletadas (SCHOEREDER *et al.*, 2004).



**Figura 2** - Armadilha do tipo Pitfall (GOMES R.P, *et al* 2018)

Cada grupo de armadilhas foi composto por três pitfalls dispostos em formato de triângulo equilátero, onde cada pitfall foi instalado em um vértice com uma distância de um metro entre si, adaptado de Schoederer *et al.* 2004. Foram instalados um grupo de armadilha, no centro de cada parcela, para assim diminuir possíveis interferências causadas pela ligação entre os tratamentos.

É importante a manutenção de um padrão de tamanho em todas as armadilhas instaladas nos diferentes locais do experimento, já que diferentes diâmetros interferem na eficiência de captura (PARR & CHOWN, 2001). Os pitfalls consistiam de copos plásticos de 300 ml enterrados no solo até a borda (10 cm de altura x 8 cm de diâmetro), contendo 100 ml de mistura de água e álcool comercial (70%) para a conservação dos artrópodes, além da adição de algumas gotas de detergente neutro para a quebra da tensão superficial

da água e assim atuar como um agente dispersante dos invertebrados. As armadilhas permaneceram no campo por 48 horas.

Após a retirada das armadilhas, seu conteúdo foi transferido e armazenado em recipientes com tampa, sendo, transportados para o laboratório, onde o conteúdo de cada pitfall foi peneirado através de um coador de malha fina, para separar o solo e os fragmentos vegetais dos animais. Posteriormente, para a conservação dos espécimes até sua identificação, os mesmos foram acondicionados em solução de álcool etílico (70%) (GALLO et al., 2002), dentro de frascos plásticos com tampa de rosca, que por sua vez foram separados e identificados conforme o local de coleta.

Para auxiliar na identificação, os artrópodes armazenados nos frascos foram transferidos para placa de Petri contendo água, e observados sob microscópio estereoscópio (Lupa). Os dados coletados foram separados pelo número de indivíduos por ordem em cada armadilha, para assim se obter os valores de abundância e riqueza total dos artrópodes em cada tratamento e área Testemunha. Devido ao fato de não ter sido levado em consideração a distancia das armadilhas aos formigueiros, os indivíduos da família Formicidae foram identificados, porém não foram incluídos nas análises.

### 2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Para a avaliação da assembleia de artrópodes nos tratamentos, através dos dados de abundancia presentes em cada uma das áreas de estudo foi calculado os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) (Equação 1) e o índice de equitabilidade de Pielou ( $J$ ) (Equação 2). No índice  $H'$  ambientes que apresentem valores muito próximos a zero, indicam grande dominância de certo grupo em detrimento a outro. Os valores de  $J$  variam entre 0 e 1,0, sendo que 1,0 indica um ambiente plenamente abundante, onde todos os grupos possuem a mesma representatividade na abundância geral.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i$$

**Equação 1** - Fórmula do índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H' = - \sum p_i \cdot \log p_i$ , onde  $p_i = n_i/N$ ;  $n_i$  = número de indivíduos do grupo taxonômico;  $N$  = Total de indivíduos da amostra)

$$J = \frac{H'}{H_{max.}}$$

**Equação 2** – Fórmula do índice de equabilidade de Pielou ( $H'$  = índice de diversidade de Shannon-Wiener;  $H_{max}$  = Número de grupos taxonômicos)

É importante salientar que apesar dos valores de Shannon-Wiener não serem recomendados para a determinação individual de diversidade de indivíduos em uma única localidade por conta de sua subjetividade, já que um valor como 2,5 pode ser considerado alto para uma certa comunidade, mas baixo para outra. O índice de Shannon-Wiener é bastante utilizado em análises comparativas entre dois ou mais ambientes, devido sua praticidade e simplicidade de uso e também por conta de sua relativa independência do esforço amostral. (MELO, 2018).

Para verificar a dissimilaridade estatística entre os tratamentos, foram usados os dados de abundância e riqueza das ordens em uma análise de similaridade (ANOSIM) com três índices diferentes, índices de Bray-Curtis e Jaccard para a comparação de abundância de indivíduos e riqueza de ordens. E o índice de Horn para a dissimilaridade das frequências obtidas através do cálculo dos valores de diversidade Shannon-Wiener (FERREIRA & MARQUES, 1998). Então, para uma demonstração gráfica das possíveis diferenças, através do índice de similaridade de Horn foi plotado uma ordenação não métrica (NMDS). As análises foram realizadas através do software Past versão 4.05.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram coletados nas 36 armadilhas um total de 754 invertebrados, sendo os artrópodes identificados como pertencentes a 11 ordens distintas com a respectiva quantidade de indivíduos coletados: Isopoda (4), Araneae (43), Diplopoda (12), Hemiptera (39), Coleoptera (12), Acari (49), Orthoptera (18), Diptera (221), Collembola (342), Hymenoptera (13) e Lepidoptera (1) (Tabela 1). As Ordens encontradas nessa avaliação populacional, demonstraram ser semelhantes a aquelas encontradas em pesquisas sobre artropodofauna realizadas na mesma região. (DE OLIVEIRA *et al.*, 2018).

A ordem mais representativa em abundância foi a Collembola (45,36%), sendo a maior parte da contribuição para essa quantidade vinda das amostras da área Testemunha, onde foram coletados 247 colêmbolos. Essa predominância na ocorrência de indivíduos desta ordem, provavelmente esteja associada ao fato desses artrópodes serem um dos mais abundantes da fauna do solo (BELLINI & ZEPPELINI, 2007), do tipo de armadilha utilizada (GALLO *et al.*, 2002) assim como, a época do ano em que foi realizado a coleta – inverno – onde normalmente é encontrado uma maior abundância desses indivíduos em áreas de pastagem (DOMINSHCEK *et al.*, 2018; DOS SANTOS, 2017). Os dipteros seguiram como a segunda ordem mais representativa no total (23,52%), porém, diferente dos colêmbolos, tiveram sua quantidade um pouco mais distribuída entre os tratamentos (Tabela 1).

**Tabela 1** - Lista da assembleia de artrópodes nos três Tratamentos (T1, T2 e T3) e na área Testemunha, em Cachoeiras de Macacu

<b>Ordem</b>	<b>Mecânico (T1)</b>	<b>Químico (T2)</b>	<b>Químico-cultural (T3)</b>	<b>Testemunha</b>	<b>Total</b>
<b>Isopoda</b>	1	2	0	1	4
<b>Araneae</b>	12	8	12	11	43
<b>Diplopoda</b>	8	2	2	0	12
<b>Hemiptera</b>	9	7	8	15	39
<b>Coleoptera</b>	5	2	2	3	12
<b>Acari</b>	5	8	15	21	49
<b>Orthoptera</b>	6	5	5	2	18
<b>Diptera</b>	34	88	39	60	221
<b>Collembola</b>	19	25	51	247	342
<b>Hymenoptera</b>	6	2	2	3	13
<b>Lepidoptera</b>	0	1	0	0	1
<b>Total</b>	105	150	136	363	754
<b>FR das Areas (%)</b>	13,93	19,89	18,04	48,14	-

#### 4.1 INDICE DE SHANNON-WIENER (H') E PIELOU (J)

Para o índice Shannon-Wiener também foi observado que a área Testemunha (pastagem de braquiária) apresentou o menor valor, tanto nos dados totais das unidades amostrais, mas também nos valores médios dos blocos. Isto representa uma desproporcionalidade entre os grupos presentes, exemplificado através do domínio da comunidade de collêmbolos, que está por sua vez diretamente relacionada com a maior abundância encontrada nessa área (Tabela 2). Apesar de em uma análise mais superficial acharmos que uma grande abundância de artrópodes tenha forte ligação com a diversidade da comunidade local, um aumento no valor do índice pode ser decorrente através de duas principais características, uma maior uniformidade de composição e uma maior riqueza dos grupos taxonômicos. Entretanto é através da riqueza de grupos taxonômicos no qual o índice é mais influenciado (MAGURRAN, 2004).

**Tabela 2** - Índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Pielou ( $J$ ) calculados para o número total de artrópodes em cada ambiente

	( $H'$ )	( $J$ )
<b>MECÂNICO</b>	1,9905	0,8301
<b>QUÍMICO</b>	1,4442	0,6023
<b>QUÍMICO-CULTURAL</b>	1,6576	0,6913
<b>TESTEMUNHA</b>	1,0862	0,4529

**Tabela 3** - Médias dos Índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Pielou ( $J$ ) calculados para o número de artrópodes em cada amostra

	( $H'$ )	( $J$ )
<b>MECÂNICO</b>	1,653206	0,785689
<b>QUÍMICO</b>	1,369986	0,731884
<b>QUÍMICO-CULTURAL</b>	1,524585	0,771575
<b>TESTEMUNHA</b>	1,094879	0,589376

Apesar dos tratamentos químicos (T2 e T3) terem propiciado um maior recrutamento de espécies arbóreas e arbustivas na área (RIBEIRO, 2020), esta maior diversidade de espécies não acarretou em grande influência nos valores do índice de Shannon-Wiener, visto que, foi no tratamento mecânico (T1) onde observou-se um valor relativamente maior aos outros tratamentos. Porém, ainda sim é possível observar uma maior diversidade em todos os tratamentos em relação a área Testemunha (Tabela 2).

Com os índices de Pielou observados na Tabela 2, notou-se que a distribuição de indivíduos apresentou uma uniformidade proporcional aos índices de Shannon obtidos, tanto nos valores de dados totais quanto aqueles dos valores médios (Tabela 3). Com os índices sempre superiores a 0,50, temos um forte indicativo que a distribuição das ordens é relativamente uniforme, principalmente no Tratamento 1 (T1) que apresentou um índice de 0,83.

Na área Testemunha, assim como no índice de Shannon-Wiener, apesar de possuir a maior abundância das quatro áreas analisadas, apresentou o menor índice de equitabilidade. Ou seja, demonstra-se ser um sistema relativamente pouco diverso, com grande dominância de uma única ordem (Collembola), que apesar de ser de grande

importância ecológica para o meio (BELLINI & ZEPPELINI, 2009), sua grande abundância não necessariamente implica em um ambiente altamente diversificado.

De maneira geral, uma área com alto índice de equitabilidade, tende a apresentar melhor distribuição das ordens pelo seu sistema, causando assim uma menor dominância de certos grupos.

Visto que ambientes de floresta mesmo que em estágios iniciais ou de regeneração, tendem a apresentar uma maior complexidade e heterogeneidade em seu sistema (FERREIRA & MARQUES, 1998), já era esperado uma maior diversidade de indivíduos nos tratamentos em relação a área Testemunha. Essa complexidade e heterogeneidade diz respeito a oferta de recursos, que por sua vez em muitas situações oferecem um maior número de nichos disponíveis para o estabelecimento de uma artropodofauna mais diversificada.

#### 4.2 ANÁLISE DE SIMILARIDADE DOS GRUPOS DE ORGANISMOS

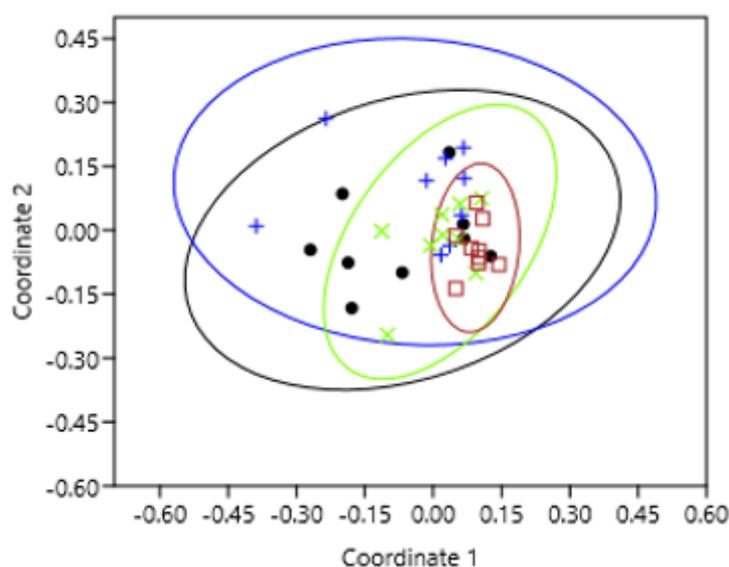
Apesar dos dados coletados nos remeter a área testemunha como o local com maior riqueza e número de indivíduos, os Testes de ANOSIM, não apontaram a nenhum tipo de diferença significativa entre as áreas. Já que ao serem analisadas para abundância de artrópodes com o índice de Bray-Curtis ( $p = 0,062$ ) e para riqueza com Jaccard ( $p = 0,457$ ) apresentaram valor de  $p$  maior que o nível de significância estipulado ( $p > 0,05$ ), tornando suas diferenças não significativas.

Por outro lado, na análise de similaridade com índice de Horn (Tabela 4) foi verificado uma dissimilaridade não significativa entre os três tratamentos, visto que o valor de  $p$  se manteve maior que o nível de significância ( $p > 0,05$ ). Contudo, ao realizar a comparação dos tratamentos em relação a área Testemunha, é possível perceber uma maior dissimilaridade nas composições das áreas (Tabela 4), já que nos três grupos foi apresentado um baixo valor de  $p$  ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 4** - Resultados par a par da Análise de Similaridade (ANOSIM) calculada através do índice de Horn. \*Valores significativos ( $p < 0,05$ )

Tratamento	MECÂNICO	QUÍMICO	QUIMICO-CULTURAL	TESTEMUNHA
MECÂNICO	-	-	-	-
QUÍMICO	0,4999	-	-	-
QUIMICO-CULTURAL	0,6232	0,3303	-	-
TESTEMUNHA	0,0063*	0,0031*	0,0358*	-

Os valores obtidos vão ao encontro dos resultados e análises obtidos através dos índices de Shannon-Wiener e Pielou, onde os ambientes de floresta apresentaram maior diversidade muito por conta de suas características heterogêneas. Porém, apesar dos resultados corroborarem em parte com Watts *et. al.* (2016) e ser um indicativo de que herbicidas não impactam negativamente a artropodofauna em áreas de restauração florestal, as diferenças dos índices, principalmente em relação a dominância dos indivíduos nos tratamentos (T1, T2 e T3), precisam ser mais estudadas para uma melhor avaliação.



**Figura 3** - Configuração bidimensional da ordenação N-MDS, realizada com os dados das amostras de artrópodes, por tratamento, nos quatro ambientes de estudo, utilizando a medida de Horn (Stress: 0,1584): sendo (●) Tratamento 1, (+) Tratamento 2, (x) Tratamento 3 e (□) Área Testemunha

## 5. CONCLUSÃO

Através dos dados, foi verificado uma certa diferença entre os índices de diversidade de Shannon-Wiener dos ambientes, mas que apesar disso se provaram eficazes em propiciar aos animais um ambiente mais heterogêneo e diversificado, proporcionando uma artropodofauna mais diversa que aquela presente na área de pastagem (Testemunha).

A maior diversidade presente nas três áreas trabalhadas, em relação a Testemunha, é um forte indicativo de que, independente da estratégia de controle de plantas daninhas resulta em uma comunidade de artrópodes diferente daquela observada na área Testemunha. A aplicação de herbicidas não resultou em mudanças significativas na composição da comunidade em relação aos outros tratamentos, mas os valores de dominância dos diferentes grupos sugerem a necessidade de continuar avaliando experimentalmente as diferentes estratégias de controle de plantas daninhas na formação dos povoamentos para restauração florestal.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, F. S.; QUEIROZ, J. M. Formigas poneromorfas como engenheiras de ecossistemas: impactos sobre a biologia, estrutura e fertilidade dos solos. In: DELABIE, Jacques H. C. et al. As formigas poneromorfas do Brasil. Ilhéus: Editus, p. 437-446, 2015

AZEVEDO, A. D.; CAMARA, R.; FRANCELINO, M. R.; PEREIRA, M. G.; LELES, P. S. S. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da Mata Atlântica. **FLORESTA**, [S.l.], v. 48, n. 2, p. 183-194, 2018.

BARDGETT, Richard D.; CHAN, Kin F. Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, n. 7, p. 1007–1014, 1999.

BAYLIS, A. D. Why glyphosate is a global herbicide: Strengths, weaknesses and prospects. **Pest Management Science**, v. 56, n. 4, p. 299–308, 2000.

BELLINI, B. C.; ZEPPELINI, D. Records of collembolan fauna (Arthropoda, Hexapoda) in Paraíba State, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 3, p. 386–390, 2009.

BENAMÚ, M. A.; SCHNEIDER, M. I.; SÁNCHEZ, N. E. Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of *Alpaida veniliae* (Araneae, Araneidae), in laboratory. **Chemosphere**, v. 78, n. 7, p. 871–876, 2010.

BUTTERFIELD, J.; LUFF, M. L.; BAINES, M.; EYRE, M. D. Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forest. **Forest Ecology and Management**. 79, 63 – 77. 1995

Climate-Data.Org. 2021. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-de-janeiro/cachoeiras-de-macacu-33704/> Acessado em 25 fevereiro 2021

Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente. Brasília.

CONSTANTINO, R.; DINIZ, I. R.; PUJOL-LUZ, J. R., MOTTA, P. C.; LAUMANN, R. A. Textos de Entomologia. Departamento de Zoologia. Universidade de Brasília, p. 93, 2002

COPATTI, C. E.; DAUDT, C. R. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii* (Engelm. Var *elliottii*). **Ciência e Natura**, v. 31, n. 1, p. 95–113, 2009.

- DAEHLER, C. C. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 34:183–211, 2003
- DE OLIVEIRA, M. V.; DE FRANÇA, E. C. B.; FEITOSA, R. M.; *et al.* Ninhos de *Atta sexdens* (Hymenoptera: Formicidae) podem afetar a estrutura da assembleia de artrópodes do solo na Mata Atlântica? **Iheringia - Serie Zoologia**, v. 108, p. 1–8, 2018.
- DOMINSHCEK, R.; KRUCHELSKI, S.; DEISS, L.; PORTUGAL, T.; DENARDIN, L. G.; MARTINS, A.; LANG, C.; de MORAES, A. **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária na Promoção da Intensificação Sustentável**, 2018.
- DOS SANTOS, Marcielli Aparecida Borges. **Diversidade Morfológica de Collembola em Sistemas de Uso do Solo no Leste de Santa Catarina**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages – SC, Fevereiro - 2017.
- El-Mabrouk, A & El Roby, Ahmed Salah.. Effect of glyphosate herbicide on the behavior of soil arthropods in non-organic tomato system. **Advance in Agriculture and Biology**, v. 5, n. 1, 2016.
- EVANS, S. C.; SHAW, E. M.; RYPSTRA, A. L. Exposure to a glyphosate-based herbicide affects agrobiont predatory arthropod behaviour and long-term survival. **Ecotoxicology**, v. 19, n. 7, p. 1249–1257, 2010.
- FERNANDES, M. F.; BARRETO, A. C.; EMÍDIO FILHO, J.. Fitomassa de adubos verdes e controle de plantas daninhas em diferentes densidades populacionais de leguminosas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 9, p. 1593–1600, 1999.
- FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. M. G. S. M. A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 27, n. 3, p. 395-403, 1998
- FOLONI, L. L.; RODRIGUES, J. D.; ONO, E. O. Avaliação de tratamentos químicos e mecânicos no controle de plantas daninhas na cultura do algodão. **Planta Daninha**, v. 17, n. 1, p. 5–20, 1999.
- GALLO, D.; NAKANO, O.; NETO, S.; CARVALHO, R.P.L.; BAPTISTA, G.C.; FILHO, E.B.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S. B.; VENDRAMIN, J.D.; MARCHINI, L.C.; LOPES, J.R.I.; OMOTO, C. **Manual de Entomologia Agrícola**. 3 ed. São Paulo: Ed. Ceres. 2002.
- GILL, H. K.; GARG, H. Pesticides: environmental impacts and management strategies. In: Larramendy ML, Soloneski S, editors. Pesticides - Toxic aspects. Rijeka: InTech; 2014. p.187-230, 2014
- GILL, J.P.K.; SETHI, N.; MOHAN, A. *et al.* Glyphosate toxicity for animals. **Environ Chem Lett** 16, 401–426, 2018.
- GOMES, R. P.; BERGAMIN, A.; CAMPOS, M.; SILVA, L.; FILLA, V.; COELHO, A. Efeito da compactação na qualidade física do solo após o desenvolvimento de culturas de cobertura no sul do Amazonas. 2018

HAUGHTON, A. J.; BELL, J. R.; BOATMAN, N. D; WILCOX, A. The effects of different rates of the herbicide glyphosate on spiders in arable field margins. **Journal of Arachnology** 27, p. 249–254, 1999

HAUGHTON, A. J.; BELL, J. R.; WILCOX, A.; BOATMAN, N. D. *The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part I. Direct effects on *Lepthyphantes tenuis* under laboratory conditions.* **Pest Management Science**, 57(11), 1033–1036, 2001.

HIEBER, Mäggi; GESSNER, Mark O. Contribution of Stream Detrivores, Fungi, and Bacteria to Leaf Breakdown Based on Biomass Estimates. **Ecology**, v. 83, n. 4, p. 1026–1038, 2002.

HOLL, K. D; LOIK, M. E; LIN, E. H. V; *et al.* Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339–349, 2000.

JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M.. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386, 1994

KILCA, R. V.; PEDROSO, E. T.; ZANINI, R. R. Diversidade de artrópodes nos abrigos foliares produzidos por *Gonioterma* sp. (Lepidoptera) em ramos de *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) no cerrado do Brasil central. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 10, n. 2, p. 25–32, 2014.

LIJTEROFF, R.; LIMA, L.; PRIERI, B. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica em la ciudad de San Luis, Argentina. *San Luis*, v.3. n.1, p.3-6. 2008

MAGNAGO, L. F. S.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V. Modelos de restauração florestal. In: LELES, P. S. S.; OLIVEIRA NETO, S. N. (Eds.) *Restauração florestal e a Bacia do Rio Guandu*. Seropédica: **Editora Rural**, p. 65-87, 2015.

MAGURRAN, Anne E. Measuring Biological Diversity - **Measuring biological diversity**, p. 18–215, 2004.

MCGEOCH, Melodie A. The selection , testing and application of terrestrial insects as bioindicators. 1998.

MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403(6772), 853–858, 2000.

NAKAMURA, Akihiro; CATTERALL, Carla P.; KITCHING, Roger L.; *et al.* Effects of glyphosate herbicide on soil and litter macro-arthropods in rainforest: Implications for forest restoration. **Ecological Management and Restoration**, v. 9, n. 2, p. 126–133, 2008.

PARR, C. T.; CHOWN, S. L. Inventory and bioindicator sampling: Testing pitfall and winkler methods with ants in a South African savanna. **Journal of Insect Conservation**, v. 5, n. 1, p. 27–36, 2001.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M. M. C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P.; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D.L.M.; SCHMIDT, I.B. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 40, n. 3, p. 681–693, 2017.

PITELLI, Robinson Antonio. O TERMO PLANTA-DANINHA. **Planta daninha**, Viçosa , v. 33, n. 3, p. 622-623, Sept. 2015

PRATHER, R. M.; KASPARI, M. Plants regulate grassland arthropod communities through biomass, quality, and habitat heterogeneity. **Ecosphere**, v. 10, n. 10, 2019.

RIBEIRO, J. G. **Método de controle de plantas daninhas e dinâmica das plantas espontâneas em restauração ecológica**. Dissertação (Mestrado), Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais – *Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro*, Seropédica – RJ, Fevereiro – 2020.

SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, L. M.; HOLL, K. D.; Pellizzaro PELLIZZARO, K. F.; ALVES, M.; Coutinho, A. G; CORDEIRO, A.; RIBEIRO, J. F.; SCHMIDT, I. B. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. **Ecological Engineering**, v. 138, n. July, p. 148–154, 2019.

SANTANA, João Elves da Silva. **Estratégias de Controle e Convivência de *Urochloa* spp. Em Restauração Florestal**. Dissertação (Mestrado), Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais – *Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro*, Seropédica – RJ, Fevereiro – 2019.

SANTOS, F. A. M.; LELES, P. S. S.; RESENDE, A. S.; NASCIMENTO, D. F.; SANTOS, G. R. Estratégias de controle de braquiárias *Urochloa* spp. na formação de povoamento para restauração florestal. **Ciência Florestal**,. p. 29–42, 2020.

SANTOS, F. A. M.; LELES, P. S. S.; SANTANA, J. E. S.; NASCIMENTO, D. F.; MACHADO, A. F. L. Controle químico de plantas daninhas em povoamentos de restauração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 2018

SCHOEREDER, J. H.; GALBIATI, C.; RIBAS, C. R.; *et al.* Should we use proportional sampling for species-area studies? **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 8, p. 1219–1226, 2004.

SEASTEDT, T. R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual review of entomology**. Vol. 29, p. 25–46, 1984.

SHEPARD, J. P.; CREIGHTON, J.; DUZAN, H. Forestry herbicides in the United States: an overview. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1020–1027, 2004.

SCHOWALTER, T. D.; HARGROVE, W. W.; CROSSLEY, D. A. Herbivory in forested ecosystems. **Annual review of entomology**. Vol. 31, n. 49, p. 177–196, 1986

SILVA, Gustavo Amaral Vasconcelos. Manual de avaliação e monitoramento de integridade ecológica, com uso de bioindicadores e ecologia de paisagens. Trabalho de pós-graduação em conservação e sustentabilidade do ESCAS. Nazaré Paulista – SP, 2010

SILVA, J. A. A.; VITTI, G. C.; STUCHI, E. S.; *et al.* Reciclagem e incorporação de nutrientes ao solo pelo cultivo intercalar de adubos verdes em pomar de laranja- 'Pêra'. **Rev. Bras. Frutic.**, Jaboticabal , v. 24, n. 1, p. 225-230, Apr. 2002 .

STAUDACHER, K.; RENNSTAM RUBBMARK, O.; BIRKHOFFER, Klaus; *et al.* Habitat heterogeneity induces rapid changes in the feeding behaviour of generalist arthropod predators. **Functional Ecology**, v. 32, n. 3, p. 809–819, 2018.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; COSTA, C.M.R. The Atlantic Forest of Brazil: endangered species and conservation planning. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. pp. 86-94. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C. 2003.

WATTS, C., THORNBURROW, D.; CAVE, V. Responses of invertebrates to herbicide in *Salix cinerea* invaded wetlands: Restoration implications. **Ecological Management and Restoration** Carlton, v.17, n.3, p.243-249, 2016

WHITFORD, W. G.; ELDRIDGE, D. J. Effects of Ants and Termites on Soil and Geomorphological Processes. **Treatise on Geomorphology**, v. 12, n. October 2017, p. 281–292, 2013.

WILCOVE, D. S.; ROTHSTEIN, D.; DUBOW, J.; PHILLIPS, A.; LOSOS, E. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. **BioScience** 48:607–615, 1998