



Uema
UNIVERSIDADE ESTADUAL
DO MARANHÃO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO - UEMA

CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS - CCA

CURSO DE ENGENHARIA AGRONÔMICA

MARIANA SOUSA VEIGA

**EFEITO DO TIPO DE REGENERAÇÃO NA RIQUEZA, BIOMASSA E
DENSIDADE DE MINHOCAS NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI**

São Luís - MA

2025

MARIANA SOUSA VEIGA

**EFEITO DO TIPO DE REGENERAÇÃO NA RIQUEZA, BIOMASSA E
DENSIDADE DE MINHOCAS NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado ao Curso de Engenharia
Agrônômica da Universidade Estadual do
Maranhão - UEMA, como requisito parcial
para obtenção do Título de Bacharel em
Engenharia Agrônômica.

Orientador: Dr. Guillaume Xavier
Rousseau

Coorientador: Luis Manuel Hernández

São Luís - MA

2025

MARIANA SOUSA VEIGA

**EFEITO DO TIPO DE REGENERAÇÃO NA RIQUEZA, BIOMASSA E
DENSIDADE DE MINHOCAS NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado ao Curso de Engenharia
Agrônômica da Universidade Estadual do
Maranhão - UEMA, como requisito parcial
para obtenção do Título de Bacharel em
Engenharia Agrônômica.

Aprovado em:17/12/2025



Documento assinado digitalmente

GUILLAUME XAVIER ROUSSEAU

Data: 28/12/2025 07:25:00-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.º Dr. Guillaume Xavier Rousseau
Universidade Estadual do Maranhão (UEMA)



Documento assinado digitalmente

MARIA ROSANGELA MALHEIROS SILVA

Data: 28/12/2025 19:25:55-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.ª Dra. Maria Rosangela Malheiros Silva
Universidade Estadual do Maranhão (UEMA)
1º Examinador



Documento assinado digitalmente

CAMILA PINHEIRO NOBRE

Data: 29/12/2025 14:12:14-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.ª Dra. Camila Pinheiro Nobre
Universidade Estadual do Maranhão (UEMA)
2º Examinador

*Dedico minha conquista à Deus, minha
família e amigos, em especial minha mãe,
minhas irmãs e ao meu noivo.*

AGRADECIMENTOS

O senhor é meu pastor e nada me faltará. Salmos 23:1

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida e ter me guiado em todo percurso dessa jornada, com sabedoria e dedicação.

A minha mãe Rosângela Paula O. de Sousa por todo amor e carinho.

Ao meu noivo Rafael Silva Gomes por todo o apoio e palavras de incentivo e principalmente pela paciência.

A minha irmã Milena Sousa Veiga por nunca largar a minha mão nos momentos de dificuldade. A minha irmã Patrícia Paulo O. de Sousa por sempre acreditar em mim. Ao meu afilhado João Pedro Sousa Ferreira por me dar forças para levantar todos os dias. Ao meu Tio Simplício Paulo O. de Sousa por cada passo que deu em busca da minha educação. A minha tia Roza Paulo de Souza. Aos meus cunhados Deison Ferreira Abreu e Gildean Andrade por estarem sempre me apoiando.

A toda minha família, minha base, meu alicerce e minha maior razão por ter chegado até aqui.

Aos meus amigos Iwane Costa dos Santos, Ian Felipe Pereira Dourado, Bárbara Vitória, Sabrina Oliveira, Vinícius Marques, Antônia Edilaila Pestana e todos os outros que fizeram parte dessa grande caminhada e que contribuíram para o meu crescimento.

A todo corpo da Universidade Estadual do Maranhão de São Luís-MA.

Aos meus orientadores Luís Manuel Hernández García e Guillaume Xavier Rousseau.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para que este momento fosse possível, meu muito obrigada. Levo comigo cada palavra de incentivo, cada gesto de carinho e cada partilha desta etapa tão importante da minha vida.

“Só há duas maneiras de viver a vida: a primeira é vivê-la como se os milagres não existissem. A segunda é vivê-la como se tudo fosse milagre.”

(Albert Einstein)

RESUMO

A conversão de florestas amazônicas em áreas de pastagem e o impacto do fogo alteram diretamente a qualidade do solo e as comunidades edáficas, incluindo as minhocas, organismos essenciais para a manutenção da estrutura e fertilidade do solo. Este estudo investigou os efeitos de dois tipos de regeneração florestal — após pastagem e após fogo — sobre a riqueza, biomassa e densidade de minhocas na Reserva Biológica do Gurupi, comparando-os a uma floresta nativa conservada e considerando também a influência da topografia (áreas altas e baixas). As coletas foram realizadas entre 2022 e 2023, utilizando metodologias quantitativas (TSBF) e qualitativas para avaliação dos diferentes tipos de uso do solo, topografia e interação. Os resultados indicam que a riqueza de espécies apresenta diferenças significativas entre tipos de regeneração e topografia, sendo maior nas áreas nativas, especialmente em regiões próximas à drenagem. A biomassa e a densidade não diferiram entre categorias de floresta pelo método quantitativo, mas ao incluir a coleta qualitativa observou-se que áreas regeneradas após pastagem apresentam menores valores de biomassa (uso do solo 0.02144 x topografia 0.2044), enquanto áreas regeneradas após fogo exibem maior densidade (uso do solo 0.141 x topografia 0.4287). Esses resultados evidenciam que o tipo de histórico de uso da terra influencia a recuperação da comunidade de minhocas e que áreas baixas favorecem maior diversidade e abundância devido à maior disponibilidade de umidade e matéria orgânica. O estudo contribui para a compreensão dos impactos do uso do solo e da regeneração florestal sobre a fauna edáfica, fornecendo subsídios para estratégias de conservação e restauração ecológica na Amazônia Oriental.

Palavras-chave: Macrofauna do solo. Qualidade do solo. Regeneração florestal.

ABSTRACT

The conversion of Amazonian forests into pasturelands and the impact of fire directly alter soil quality and soil macrofauna communities, including earthworms—key organisms for maintaining soil structure and fertility. This study evaluated the effects of two types of forest regeneration—after pasture abandonment and after fire—on earthworm richness, biomass, and density in the Gurupi Biological Reserve, comparing these areas with a conserved native forest and assessing the influence of topography (high and low areas). Samples were collected between 2022 and 2023 using quantitative (TSBF) and qualitative methods for evaluating different types of land use, topography and interaction. Results show that species richness varied significantly among land-use histories and topographic positions, with the highest values observed in native forests, especially near drainage zones. Biomass and density did not differ significantly across forest types using only quantitative methods; however, when qualitative sampling was included, pasture-regenerated areas exhibited lower biomass (land use 0.02144 x topography 0.2044), while fire-regenerated areas showed higher earthworm density (land use 0.141 x topography 0.4287). These findings demonstrate that land-use history influences the recovery of earthworm communities and that lowland areas promote higher diversity and abundance due to greater moisture and organic matter availability. This research enhances the understanding of how land-use and forest regeneration affect soil fauna, providing valuable insights for conservation and ecological restoration strategies in the Eastern Amazon.

Keywords: Soil macrofauna. Soil quality. Forest regeneration.

Lista de figuras

Figura 01	Riqueza de minhocas em diferentes usos do solo.....	24
Figura 02	Biomassa de minhocas nos diferentes usos do solo.....	27
Figura 03	Biomassa total de minhocas considerando métodos quantitativo e qualitativo.....	29
Figura 04	Densidade de minhocas nos diferentes usos do solo.....	31
Figura 05	Abundância total de minhocas pelo método TSBF + qualitativo.....	33

Lista de tabelas

Tabela 1 Análise de variância da biomassa de minhocas (método TSBF).....26

Tabela 2 Análise de variância da biomassa total de minhocas (TSBF + método qualitativo).....28

Tabela 3 Análise de variância da densidade de minhocas (método TSBF).....30

Tabela 4 Análise de variância da densidade total de minhocas (TSBF + método qualitativo).....32

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. HIPÓTESES	15
3. OBJETIVOS	15
3.1 Geral	15
3.2 Específicos	15
4. REFERENCIAL TEÓRICO	15
4.1 Importância das minhocas	15
4.2 Reserva Biológica do Gurupi e possíveis impactos aos seres presentes na área	16
4.3 Regeneração após uso do solo	18
4.4 Método TSBF	20
5. MATERIAL E MÉTODOS	20
5.1 Local de estudo	20
5.2 Desenho experimental	21
5.3 Coleta das minhocas	21
5.4 Identificação das minhocas	22
5.5 Densidade e biomassa	22
5.6 Análises estatísticas	23
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	23
6.1 Riqueza de minhocas	23
6.2 Biomassa de minhocas	25
6.3 Densidade de minhocas	30
7. CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36

1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui aproximadamente um terço das florestas tropicais remanescentes do mundo, sendo a floresta amazônica o maior reservatório natural da diversidade vegetal do planeta e um dos mais importantes repositórios da biodiversidade mundial, (Silva et al., 2008; Oliveira et al., 2004; Dionísio et al., 2016). A área de Endemismo Belém (AEB), na Amazônia oriental, destaca-se por ser uma das regiões mais diversas e com potencial de endemismo (Silva et al., 2005; Martins; Oliveira, 2011), mas também é conhecida por estar localizada na região mais desmatada do Bioma Amazônico no Brasil (INPE, 2024).

Nos últimos 50 anos, a cobertura florestal da AEB foi reduzida a apenas um quarto da superfície, dando espaço à pecuária, à agricultura e à urbanização (Almeida; Vieira., 2010). Contudo, o processo de ocupação é lento, começando com queimadas criminosas que se estendem sem controle, afetando a área de interesse dos grileiros e outras regiões distantes que entram em recuperação após o abandono (Celentano., 2018).

Estas mudanças na cobertura vegetal afetam diretamente as comunidades edáficas (Marichal et al., 2017). Isto foi mostrado para espécies raras de formigas que habitavam a liteira, onde houve perda de espécies após o desmatamento (Belshaw; Bolton., 1993). Fazem parte deste grupo edáfico formigas, térmitas, besouros, oligoquetas, centopeias, milípedes, escorpiões, caracóis, aranhas, onicóforos (vermes aveludados) e bichos-de-conta (Investigação e Sustentabilidade., 2010). As oligoquetas são a macrofauna dominante nos ecossistemas, e podem ser encontradas tanto em ambientes terrestres como aquáticos, excetuando desertos secos e quentes (Phillips et al., 2019).

Após a queima, há uma perda da matéria orgânica diretamente acima do solo que causa perda de recursos alimentícios dos invertebrados (Durigan; Ratter., 2006; Pinheiro; Durigan, 2009; Scott et al., 2012; Abreu et al., 2017; Sato; Miranda; Maia, 2010; Sousa et al., 2015; Furtado et al., 2021). No curto prazo há perda de carbono do solo por mortalidade de raízes e aumento do metabolismo microbiano (Fearnside; Barbosa., 1998) As cinzas remanescentes concentram grandes teores de minerais como Ca^{+2} e Mg^{+2} (Pereira et al., 2023), não

volatilizados, que em meio aquoso formam bases e aumenta o pH do solo. O uso de fertilizantes em certas áreas aumenta também o teor de fosfatos (Villar et al., 2010). Após a implantação das pastagens o pisoteio dos animais, mal remanejados, causa compactação do solo com destruição dos agregados na primeira camada (Fearnside; Barbosa., 1998).

Espécies que habitam a liteira (epigeicas) são dizimadas após o desmatamento (Certini et al., 2021), mas espécies que habitam dentro do solo (endogeicas) podem resistir mais tempo, considerando que o fogo afeta diretamente os primeiros 3cm do solo (Pereira et al., 2023) e ocorre na época seca, quando as minhocas endogeicas encontram-se em diapausa a aproximadamente 30cm (Hernández et al., 2012).

Estudos em florestas amazônicas antigas indicam que sua conversão em pastagens reduz a riqueza de espécies de minhocas. Enquanto as pastagens normalmente abrigam entre 9 e 11 espécies (Barros et al., 2002; Castilho et al., 2016), as florestas antigas podem apresentar de 9 a 16 espécies (Barros et al., 2002). A densidade também varia amplamente nas florestas, de 8 a 416 indivíduos por metro quadrado (Barros et al., 2002; Viana, 2012), valores próximos aos máximos registrados em pastagens, que chegam a 440 indivíduos por metro quadrado (Rousseau et al., 2014).

A densidade média de minhocas mostra-se semelhante entre os dois ambientes, variando de 65 a 90 ind/m², tanto nas pastagens quanto nas florestas. No entanto, a biomassa revela um contraste muito maior: as florestas apresentam valores até três vezes superiores aos das pastagens, atingindo um máximo de 12 g/m², o que indica uma comunidade de minhocas mais robusta e funcional nas áreas florestais.

Dessa forma, o objetivo do trabalho é verificar se a regeneração após pasto ou fogo afeta de forma diferente a riqueza, biomassa e densidade de minhocas, em comparação com uma floresta conservada e se a topografia influencia negativamente esses fatores.

2. HIPÓTESES

- ✓ A riqueza, biomassa e densidade de minhocas são maiores em florestas nativas e áreas conservadas em comparação às áreas em regeneração após pastagem e fogo.
- ✓ Áreas próximas à drenagem apresentam maior riqueza, biomassa e densidade de minhocas do que áreas mais elevadas.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

- ✓ Determinar se o tipo de regeneração afeta a riqueza, a biomassa e a densidade de minhocas da ReBio do Gurupi.

3.2 Específicos

- ✓ Estimar a biomassa e a densidade de minhocas para diferentes condições de regeneração e topografia.
- ✓ Colaborar com a morfotipagem de diferentes espécies de minhocas.
- ✓ Estimar a riqueza das comunidades para diferentes condições de regeneração e topografia.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Importância das minhocas

As minhocas são organismos essenciais para a manutenção da saúde do solo e pertencem ao Domínio Eukarya, Reino Animalia, Filo Annelida, Classe Clitellata, Ordem Crassicitellata (Hickman et al., 2023; Ruppert et al., 2005; Madigan et al., 2010). O termo "minhoca" em várias línguas está diretamente relacionado ao seu habitat natural no solo e à sua semelhança com vermes (Schiedeck et al., 2010).

As minhocas representam uma porção significativa da macrofauna do solo, sendo encontradas tanto em ecossistemas temperados quanto tropicais, embora as comunidades de minhocas em zonas tropicais sejam menos estudadas em comparação às temperadas (Lee, 1985).

As minhocas são conhecidas, no meio científico e entre os agricultores, pelo importante papel que desempenham sobre os atributos físicos e químicos do

solo (Bartz et al., 2013). As minhocas “afofam” o solo, através das galerias e túneis que constroem e afetam a estrutura do solo através da produção de coprólitos que são sítios de alta atividade microbiana e concentram nutrientes disponíveis para o crescimento das plantas (Bartz, 2011).

Entre os organismos de solo, as minhocas ganham destaque, pois compreendem de 40% a 90% da biomassa de macrofauna da maioria dos ecossistemas tropicais (Fragoso et al., 1999) e têm sido o organismo mais utilizado para avaliação da qualidade do solo impactado por substâncias químicas.

Estes organismos têm papel vital na decomposição de resíduos de plantas e ciclagem de nutrientes da matéria orgânica; na formação do húmus e de agregados de solo, onde a atividade biológica é mais intensa; no melhoramento da estrutura, fertilidade, porosidade e capacidade de infiltração, drenagem e retenção de água; e também no transporte de microrganismos e nutrientes do solo por meio dos canais formados por sua escavação e deslocamento no solo (Ingham, 2006), podendo auxiliar também em processos de biorremediação de solos contaminados (Cotta, 2019).

4.2 Reserva Biológica do Gurupi e possíveis impactos aos seres presentes na área

Localizada na porção oeste do Estado do Maranhão, abrange parcialmente os municípios de Centro Novo do Maranhão (56,45%), Bom Jardim (39,88%), e São João do Carú (03,67%), somando aproximadamente 341.650,00 hectares de área protegida.

O Rio Gurupi, limite oeste da UC, é também o limite entre os Estados do Maranhão e do Pará. O extremo oriental do bioma amazônico, a leste do Rio Tocantins, também designado Área de Endemismo Belém, apresenta, aproximadamente, 30% de sua cobertura florestal primitiva (Almeida & Vieira., 2010), e os seus remanescentes florestais encontram-se fortemente impactados pelo corte seletivo, pela caça e pelo fogo.

A área da Reserva Biológica (REBIO) do Gurupi, em conjunto com as terras

indígenas Awá, Caru e Alto Turiaçu, formam o maior remanescente de floresta amazônica no estado do Maranhão (Oliveira et al., 2011).

A principal ameaça para a conservação dos primatas na REBIO do Gurupi tem sido a destruição de habitat. Mesmo após a criação da Reserva, em 1988, a extração ilegal de madeira, a ocupação irregular e a pecuária continuaram se expandindo, sustentando o ciclo da madeira carvão-pecuária (Oliveira., 2011). Esses fatores estão afetando principalmente a região norte da REBIO, onde se concentram extensas áreas de paisagem aberta para a pecuária, enquanto, na região sudeste, a maior pressão ocorre devido à concentração humana de assentamentos da reforma agrária, posseiros e invasores. As florestas que permanecem em pé são alvos de constantes investidas dos madeireiros da região.

Os eventos de queimadas e incêndios florestais tornam os ambientes impactados mais expostos à subseqüentes impactos climáticos e antropogênicos, reduzindo a quantidade de biomassa da floresta e consequentemente os estoques de carbono, além de causar alterações climáticas (Hargrave, et al., 2013; Santos et al., 2017).

No Brasil, a origem das queimadas no ambiente rural está relacionada com o meio de produção, que tem no manejo do fogo a solução mais rápida e econômica para geração de renda na agricultura (De Avila., 2019; May, 2019). O aumento das taxas das queimadas na região amazônica possui estreita relação com o processo de desmatamento e manejo de áreas agrícolas e pecuárias, principalmente para a pecuária e o monocultivo de soja (Fuchs., 2020).

A queima apresenta-se como uma alternativa barata para limpar as áreas de floresta e introduzir a pastagem na Amazônia (Navarrete et al., 2016). Após a queima se não manejar corretamente, pode causar mudanças negativas nos atributos do solo, e consequentemente a degradação. Nesse caso, podem ser intensificadas pelo relevo mais inclinado (Torres et al., 2019). O relevo, ou posição topográfica, é capaz de alterar o conteúdo de água do solo e intensidades dos processos de remoção e deposição de sedimentos (erosão)

(Chagas et al., 2013).

A perda de matéria orgânica devido ao escoamento superficial reduz a porosidade e a capacidade de infiltração de água, além de aumentar a densidade do solo e reduzir sua capacidade de suportar as raízes das plantas (Freitas; Sant'anna., 2004). Essas mudanças na estrutura do solo afetam diretamente a macrofauna, como as minhocas, que dependem de condições físicas e químicas específicas para sobreviver e desempenhar seu papel ecológico.

O desmatamento também altera a umidade e a temperatura do solo, modificando a dinâmica populacional das minhocas e sua capacidade de bioturbação, essencial para o ciclo de nutrientes e a formação de húmus (Primavesi, 1994; Etsami, 2020).

Na Amazônia oriental brasileira dois estudos contrastantes mostram diferentes respostas às mudanças do uso do solo: o primeiro relata que não há diferenças significativas nos valores de riqueza quando as florestas conservadas são transformadas em pastagens ou culturas (Marichal et al., 2010); já o segundo mostra que a riqueza de minhocas é maior nas florestas conservadas do que em áreas de pastagens (Castilho et al., 2016).

4.3 Regeneração após uso do solo

A história de uso da terra na Amazônia constitui um fator chave na compreensão das trajetórias sucessionais e da diversidade de espécies em florestas secundárias (Rebola et al., 2021; Giles et al., 2024).

Em paisagens modificadas pelo homem, florestas secundárias vêm se tornando predominantes e atuam como potenciais reservatórios de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Junqueira et al., 2010; Nunes et al., 2022). Estas florestas secundárias surgem após o desmatamento da floresta madura, seguido normalmente pelo uso da terra por diferentes tipos de atividades agropecuárias e então seguido pelo abandono do uso da terra.

O papel ecológico das florestas secundárias, portanto, depende fortemente

do tipo, intensidade e frequência do uso prévio da terra (Jakovac et al., 2021). Em áreas com distúrbios severos e sucessivos, como incêndios frequentes, desmatamento repetido, uso prolongado para pastagens ou agricultura convencional e uso intensivo em agricultura de corte e queima, pode promover uma regeneração mais lenta e resultar em comunidades florísticas empobrecidas (Mesquita et al., 2015; Jakovac et al., 2016; Giles et al., 2024).

A diversidade observada nas florestas secundárias atuais, portanto, está intrinsecamente ligada não apenas às condições ecológicas locais, mas também ao legado do uso histórico da terra (Dos Santos, 2021).

Estas áreas são convertidas de florestas para roças e posteriormente abandonadas por um tempo que varia de 5 a 20 anos ou mais (chamado pousio), permitindo a regeneração da vegetação secundária. Assim, nos diferentes contextos, a regeneração florestal pode ocorrer de forma espontânea ou estratégica, seja para restaurar a fertilidade da terra por meio da rotação agrícola na agricultura itinerante, ou como resposta a mudanças socioeconômicas, como a queda da rentabilidade, escassez de mão de obra ou acesso limitado (Nunes et al., 2020).

Algumas espécies, por apresentarem sensibilidade a alterações de uso e manejo do solo, são excelentes bioindicadoras ambientais, sendo reconhecida como uma ferramenta para avaliação de impactos em ecossistemas (Steffen et al., 2013). Pouco se conhece sobre o efeito do fogo na comunidade de oligoquetas que habitam nesta região.

Segundo Rousseau et al. (2022), após a derrubada e queima de florestas amazônicas secundárias para implantação de roças há uma perda de mais de 50% da abundância de minhocas. Porém estima-se que esse efeito seja defasado do evento porque a temperatura só afeta os primeiros 5 cm da camada do solo (Auld & Bradstock 1996) mas altera a disponibilidade de recursos (Merino et al. 2019).

As respostas das comunidades de formigas ao fogo são variáveis, especialmente nos estudos que analisam a diversidade taxonômica (Vasconcelos et al., 2017). Podemos encontrar mudanças na composição de

espécies, mas não na riqueza (Parr et al., 2004; Maravalhas, Vasconcelos., 2014), ou ainda diferenças na composição e aumento da riqueza a curto prazo, mas a diluição desse efeito com o tempo (Arruda et al., 2022). Também podemos encontrar variações nas respostas ao fogo que dependem do tipo de vegetação, especialmente quando se compara vegetações sensíveis (como as florestas) com as dependentes do fogo (Farji-Brener et al., 2002; Arnan et al., 2006; Vasconcelos et al., 2017).

4.4 Método TSBF

O método TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) consiste na retirada de monólitos de solo com dimensões padronizadas (geralmente 25 × 25 cm até 30 cm de profundidade), permitindo a quantificação da densidade e biomassa das minhocas presentes no solo. Esse método possibilita comparações entre áreas e usos do solo, sendo amplamente empregado em estudos tropicais (Anderson; Ingram, 1994).

Já o método qualitativo complementa o TSBF por meio de buscas direcionadas em micro-habitat como serapilheira, troncos em decomposição e galerias, permitindo a identificação da riqueza de espécies e grupos ecológicos que podem não ser capturados nos monólitos (Brown; Fragoso; Barois, 2001).

O método TSBF + qualitativo é uma abordagem combinada utilizada para avaliar a fauna edáfica, especialmente minhocas, de forma quantitativa e qualitativa.

A combinação dos dois métodos proporciona uma avaliação mais completa da comunidade de minhocas, integrando informações sobre abundância, biomassa e diversidade, o que é essencial em estudos ecológicos e de manejo do solo.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Local de estudo

As amostras analisadas correspondem à base de dados do Laboratório de Biologia do Solo da UEMA, obtidas no período da estação chuvosa nos anos de 2022 e 2023 na Reserva Biológica do Gurupi.

A área de estudo está situada dentro da ReBio (3°46'21.2" S; 46°46'49.1" O), no município Centro Novo do Maranhão. A região apresenta um clima tropical úmido (Aw), segundo a classificação de Köppen (Alvares et al. 2013). A temperatura média anual e a média total de precipitação anual durante 30 anos variam entre 25.4 –25.9 °C e 1555 –1725 mm, respectivamente (Fick & Hijmans 2017).

A região está localizada na formação de Itapecurú com predomínio de latossolo amarelo e plintosolo (Santos et al. 2011). A declividade é considerada suavemente ondulada MAPBIOMAS (2020) mostrando dois tipos de topografias dominantes: *terras altas* (morros) e *terras baixas* (baixões). A vegetação nativa é considerada como floresta ombrófila densa (Lima et al. 2014) com predominância das famílias Rutaceae, Leguminosae e Euphorbiaceae (Muniz 2008).

5.2 Desenho experimental

Para definir as áreas a serem amostradas foi usado o *shapefile* sobre florestas em regeneração para o Brasil disponibilizado por Silva Junior et al. (2020). O polígono de áreas queimadas foi definido usando o *raster* disponibilizado para o evento de fogo de 2015 (Assis et al. 2019). Após a superposição de camadas foram definidos três tipos de florestas: florestas antigas conservadas, e florestas secundárias com 8 anos de idade provenientes de regeneração após pasto e após queima. Para definir as categorias de topografia foi usado o modelo de Altura com respeito a drenagem mais próxima (HAND) com resolução de 30m (Roy et al. 2024).

Foram consideradas áreas baixas aquelas onde uma floresta específica estava mais próxima à drenagem. Em cada categoria de floresta avaliada foram instaladas parcelas de 100m quadrados, subdivididas em subparcelas de 20m. A distância mínima entre parcelas foi de 300m para garantir a independência das amostras. Cada categoria foi avaliada em triplicata, resultando em um modelo com arranjo bifatorial (3x2) com três repetições totalizando 18 parcelas.

5.3 Coleta das minhocas

Foram selecionadas 3 sub parcelas de 20x20m intercaladas na diagonal da parcela para realizar a coleta de minhocas. Em cada subparcela selecionada foi extraído um monólito de solo de 25x25cm com um quadro de metal separando

as camadas liteiras, 0-10cm e 10-20cm. Seguidamente as minhocas foram extraídas manualmente em cada camada, fixadas e conservadas em álcool 96%. Na subparcela central foi realizado uma amostragem semiquantitativa em uma área de 1m quadrado e finalmente foi realizada uma amostragem qualitativa (4h/pesquisador) em toda a parcela considerando todos os habitats potenciais para as minhocas; solo, tronco, pé de árvores, fezes de animais, solo epifítico, pântano, liteira, baixo tronco, cupinzeiros e coprólitos.

5.4 Identificação das minhocas

As minhocas foram conservadas em álcool 96% com três substituições em laboratório. As minhocas coletadas foram identificadas mediante taxonomia clássica usando Microscópio Estereoscópio (Coleman) e chaves taxonômicas para as espécies da região (Dos Santos et al. 2017; Hernandez-Garcia et al. 2018c, a, b; Sousa et al. 2020) e atribuindo morfotipos às espécies ou gêneros novos. Este processo foi realizado com ajuda de um especialista.



5.5 Densidade e biomassa

As amostras foram retiradas dos tubos de ensaio, onde estão conservadas no álcool e colocadas, durante 5 segundos, em placa de Petri com papel toalha com auxílio de uma pinça. Seguidamente, foram contadas e pesadas em balança analítica levando em consideração apenas duas casas após a vírgula. Sendo devidamente anotado todos os dados obtidos das amostras separadamente com suas respectivas etiquetas de identificação.



5.6 Análises estatísticas

O efeito dos tratamentos selecionados sobre a densidade, biomassa e riqueza de minhocas foi avaliado mediante análises de variância usando o melhor modelo (GLS, GLM, GLMM) que controlou a variância residual partindo de um modelo inicial com interação entre o tipo de floresta e a topografia (Bifatorial). Quando significativa, a interação foi desdobrada e a análise de diferença de médias foi testada mediante o teste *pos-hoc* HSD-Tukey ($\alpha \leq 0.05$). Todas as análises foram realizadas no *Software R 3.4.1* (R CORE TEAM 2022) com auxílio de pacotes *Car* (John et al., 2020), *mgcv* (Wood 2011) e *Agricolae* (Mendiburu & de Mendiburu 2021).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Riqueza de minhocas

Levando em consideração a topografia da área quanto mais alto for a montanha maior é a probabilidade de encontrar minhocas diferentes no seu topo. Contudo, a dificuldade de migração para o topo pode também impedir o incremento de riqueza nas regiões altas, portanto espera-se que exista maior riqueza nas zonas baixas onde ocorrem condições de recrutamento de oligoquetos provenientes de enchentes ou deslizamentos de terras (Decaens et al. 2016).

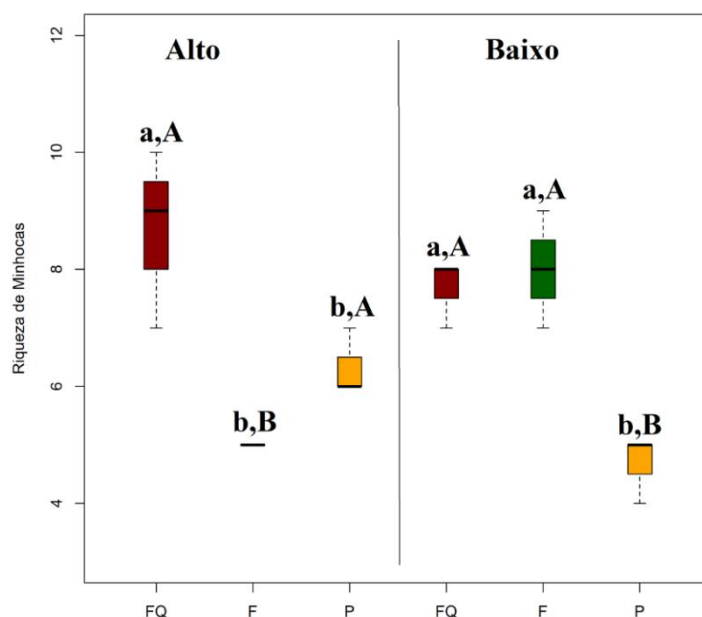


Figura 1- Riqueza de minhocas em diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi em floresta regenerada após pasto e fogo em comparação a área de referência, próximo e distante a drenagem. FQ-Floresta Queimada; F- Área de Referência; P-Pastagem. Letras minúsculas diferentes indicam diferença significativa ($p < 0.05$) entre tipos de regeneração para uma topografia fixa. Letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa ($p < 0.05$) entre tipos de topografia para um tipo de regeneração fixo.

Houve interação, para a riqueza de espécies de minhocas que, variou significativamente entre os diferentes usos do solo (Figura 1). A floresta nativa na área baixa apresentou os maiores valores de riqueza, diferindo estatisticamente das demais áreas, evidenciando que esse ambiente preservado oferece condições mais favoráveis à diversidade edáfica. Sendo que na região alta a floresta queimada com maior grau de riqueza, já na área baixa destacou-se com maior grau a floresta naturalmente preservada.

Estes resultados podem responder a diversos fatores, entre eles está o fato de minhocas nativas poderem resistir certa intensidade de perturbações sem desaparecerem (Fragoso et al., 1997, 1999), mas também a existência de fragmentos florestais relativamente grandes e adjacentes às áreas de pastagens que podem favorecer a migração de espécies (Laurance et al., 2002).

De modo geral, observou-se que a drenagem exerceu forte influência na riqueza de minhocas, assim como o histórico de regeneração do solo (Figura 1).

Áreas com alta drenagem apresentaram maiores valores de riqueza apenas para os ambientes florestais (FQ e F), enquanto a pastagem permanece com baixa riqueza independentemente das condições de drenagem. Isso indica que ambientes florestais conseguem manter maior diversidade de minhocas mesmo em solos mais secos, possivelmente devido à maior disponibilidade de matéria orgânica, proteção microclimática e estabilidade do ambiente, conforme relatado por Lavelle et al. (1997).

Em áreas com baixa drenagem, a riqueza tende a se igualar entre FQ e F, sugerindo que ambientes mais úmidos reduzem a diferença entre florestas queimadas e áreas de referência, provavelmente porque a umidade favorece o restabelecimento da macrofauna edáfica mesmo após perturbações. No entanto, a pastagem continua apresentando os menores valores, reforçando que este uso empobrecido limita severamente a diversidade de minhocas, seja por compactação, menor aporte de serapilheira ou alterações microambientes (Almeida; Vieira, 2010).

Outro ponto relevante é que, dentro de cada topografia (alta ou baixa drenagem), as diferenças entre os usos do solo se mantêm, com FQ e F apresentando maior riqueza do que P. Isso confirma que o uso do solo é o principal fator estruturante da comunidade de minhocas, enquanto a drenagem atua como moduladora secundária, intensificando ou reduzindo as diferenças entre os ambientes.

6.2 Biomassa de minhocas

Os resultados obtidos indicam que após o período de regeneração as florestas secundárias não diferem em quantidade de biomassa em comparação com as áreas de referências ($p > 0.05$, Tabela 1). A diferença só foi detectada para o tipo de uso de solo quando considerada a abundância total da parcela, incluindo o método qualitativo (Tabela 2). Neste caso, áreas que regeneraram após pasto apresentaram menores valores de biomassa de minhocas que as outras categorias florestais.

Tabela 1: Resultado da Análises de Variância para Biomassa de minhocas para o método TSBF.

	GL	SQ	QM	F	P
Uso do solo	2	26.717	13.3587	1.185	0.3391
Topografia	1	0.092	0.0922	0.0082	0.9294
Interação	2	8.033	4.0167	0.3563	0.7074
Resíduos	12	135.273	11.2727		

USO DO SOLO = Classe de uso da terra. TSBF = Tropical Soil Biology and Fertility. Os valores referem-se à Análise de Variância (ANOVA) aplicada à biomassa de minhocas. Efeitos considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

A Análise de Variância (ANOVA) aplicada à biomassa de minhocas obtida pelo método TSBF (Tabela 1) não identificou efeitos significativos para nenhum dos fatores avaliados. O fator uso do solo apresentou valor-p de 0,3391, enquanto topografia mostrou valor-p de 0,9294, indicando ausência de diferenças estatísticas entre seus níveis. A interação entre ambos os fatores também não foi significativa ($p = 0,7074$). Dessa forma, a maior parcela da variação total encontra-se nos resíduos, sugerindo que a biomassa de minhocas não foi influenciada pelo tipo de uso do solo, pela topografia ou pela combinação desses fatores na área estudada. Esses resultados são compatíveis com o que descrevem Gomes (1985) e Pimentel-Gomes e Garcia (2002), que destacam que valores altos de probabilidade associada ao teste F indicam ausência de efeito dos tratamentos avaliados.

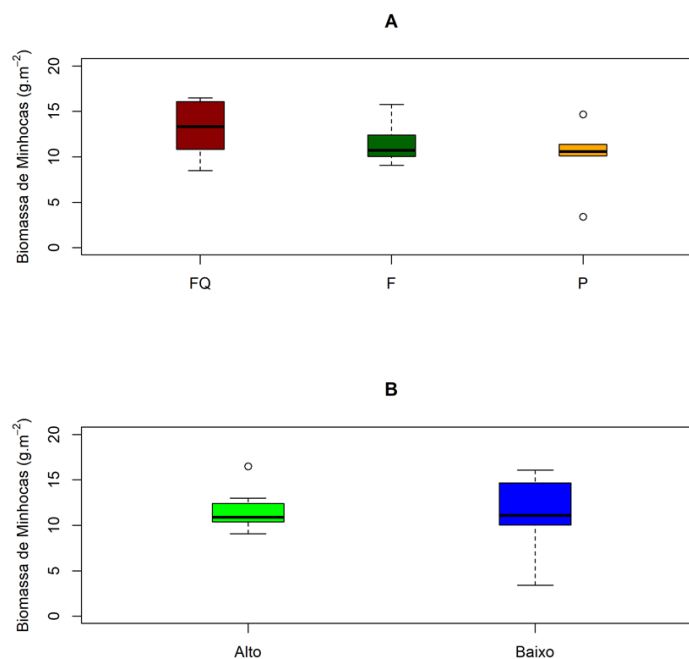


Figura 2- Biomassa de minhocas em diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi em floresta regenerada após pasto e fogo em comparação a área de referência, próximo e distante a drenagem.

A biomassa de minhocas em diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi (floresta queimada – FQ, floresta de referência – F e pastagem – P), considerando também áreas com alta e baixa drenagem (Figura 2).

No painel A, observa-se que a floresta queimada apresenta a maior biomassa, seguida da área de referência, enquanto a pastagem apresenta os menores valores.

No painel B, nota-se que áreas de baixa drenagem possuem maior biomassa do que áreas de alta drenagem, indicando que os solos mais úmidos favorecem maior acúmulo de biomassa.

Esses padrões são coerentes com estudos que demonstram que a umidade do solo e a disponibilidade de matéria orgânica influenciam positivamente a biomassa e a atividade das minhocas (Lavelle; Spain, 2001; Nadolny et al., 2020).

Tabela 2: Resultado da Análises de Variância para Biomassa de minhocas para o método TSBF+QUALITATIVO.

	GL	SQ	QM	F	P
Uso do solo	2	840.66	420.33	5.3836	0.02144
Topografia	1	140.63	140.63	1.8012	0.2044
Interação	2	35.95	17.97	0.2302	0.7978
Resíduos	12	936.91	78.08		

USO DO SOLO = Classe de uso da terra. TSBF = Tropical Soil Biology and Fertility. Os valores referem-se à Análise de Variância (ANOVA) aplicada à biomassa de minhocas utilizando o método TSBF associado ao diagnóstico qualitativo. Efeitos considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

A análise de variância (ANOVA) aplicada à biomassa de minhocas obtida pelo método TSBF aliado ao método qualitativo (Tabela 2) revelou efeito estatisticamente significativo apenas para o fator uso do solo, com valor-p de 0,02144. Esse resultado indica que o tipo de uso do solo influenciou a biomassa de minhocas na área estudada, evidenciando diferenças reais entre os níveis desse fator. Por outro lado, o fator topografia ($p = 0,2044$) e a interação uso do solo $\times$ topografia ($p = 0,7978$) não apresentaram significância estatística, demonstrando que esses elementos não alteraram a biomassa de forma isolada ou combinada. Assim, a variação observada para esses fatores não difere do que seria esperado pelo acaso. De acordo com Gomes (1985) e Pimentel-Gomes e Garcia (2002), valores de probabilidade inferiores a 0,05 confirmam a existência de efeito significativo entre tratamentos, reforçando que somente o uso do solo contribuiu para explicar a variação da biomassa de minhocas nesse conjunto de dados.

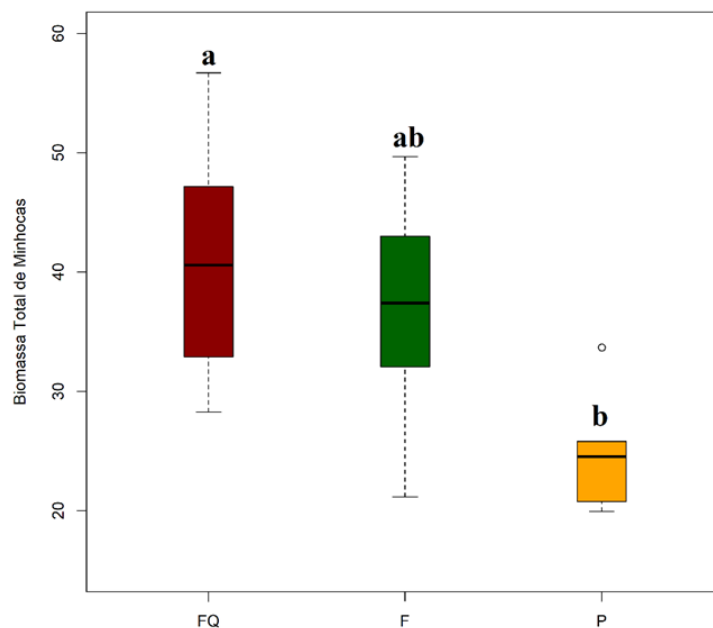


Figura 3- Biomassa total de minhocas(g) em diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi em floresta regenerada após pasto e fogo em comparação a área de referência, próximo e distante a drenagem.

A biomassa total de minhocas variou entre os diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi (Figura 3). As áreas de floresta queimada (FQ) e floresta de referência (F) apresentam as maiores biomassas, sem diferença significativa entre elas, indicando que ambientes florestais — mesmo após distúrbios como fogo — mantêm condições favoráveis para a fauna edáfica. Já a pastagem (P) apresenta a menor biomassa, evidenciando um impacto negativo do uso agropecuário sobre as populações de minhocas. Esse padrão é consistente com estudos que mostram maior disponibilidade de recursos, umidade e estabilidade do solo em ambientes florestais, fatores que favorecem o acúmulo de biomassa de organismos do solo (Lavelle; Spain, 2001; Nadolny et al., 2020).

6.3 Densidade de minhocas

Tabela 3: Resultado da Análises de Variância para Biomassa de minhocas para o método TSBF.

	GL	SQ	QM	F	P
Uso do solo	2	12614	6306.8	2.3163	0.141
Topografia	1	1827	1826.8	0.6709	0.4287
Interação	2	439	219.7	0.0807	0.923
Resíduos	12	32673	2722.8		

USO DO SOLO = Classe de uso da terra. TSBF = Tropical Soil Biology and Fertility. Os valores referem-se à Análise de Variância (ANOVA) aplicada à biomassa de minhocas obtida pelo método TSBF. Efeitos considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

A densidade de minhocas também não apresentou diferenças entre os diferentes tipos de uso mediante a análises quantitativa ($p > 0.05$, Tabela 3). Já na análise total mostrou que áreas que regeneram após fogo tem mais abundância de minhocas que áreas de referência e áreas próximas da drenagem tem menos abundância total de minhocas ($p < 0.05$, Tabela 4).

A análise de variância referente à biomassa de minhocas obtida pelo método TSBF (Tabela 3) não identificou efeitos estatisticamente significativos para nenhum dos fatores avaliados. O fator uso do solo apresentou valor-p de 0,141, indicando ausência de diferenças reais entre os tipos de uso do solo. De forma semelhante, o fator topografia também não influenciou significativamente a biomassa ($p = 0,4287$), bem como a interação uso do solo $\times$ topografia, que apresentou um valor-p elevado (0,923), demonstrando independência entre os fatores e ausência de efeito conjunto. Assim, a variação observada pode ser atribuída majoritariamente ao acaso, reforçando a elevada variabilidade residual encontrada. Em conformidade com a interpretação estatística descrita por Gomes (2000) e Pimentel-Gomes e Garcia (1985), valores-p superiores a 0,05

indicam ausência de efeito significativo dos tratamentos, o que é confirmado pelos resultados apresentados na Tabela 3.

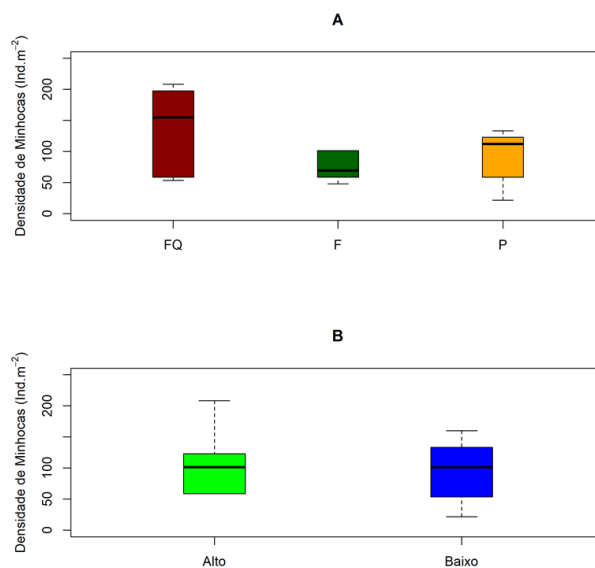


Figura 4- Densidade de minhocas em diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi em floresta regenerada após pasto e fogo em comparação a área de referência, próximo e distante a drenagem.

No gráfico A (Figura 4), observa-se que a densidade é maior na área de floresta queimada (FQ) quando comparada às áreas de floresta preservada (F) e pasto (P), indicando maior recuperação biológica após queima em relação aos outros usos.

No gráfico B, nota-se que áreas classificadas como “Baixo” apresentam maior densidade de minhocas do que áreas “Alto”, sugerindo efeito da posição em relação à drenagem no acúmulo de organismos no solo. Esses resultados indicam que tanto o histórico de uso do solo quanto a proximidade da drenagem influenciam a abundância da macrofauna edáfica (Lavelle et al., 1997).

Tabela 4: Resultado da Análises de Variância para Densidade de minhocas para o método TSBF+ QUALITATIVO.

	GL	SQ	QM	F	P
Uso do solo	2	12933.8	6466.9	6.2755	0.01364
Topografia	1	6384.5	6384.5	6.1955	0.02848
Interação	2	3121.3	1560.7	1.5145	0.25913
Resíduos	12	12366	1030.5		

USO DO SOLO = Classe de uso da terra. TSBF+Qualitativo = método combinado de escavação monolítica e avaliação qualitativa de solo. Os valores referem-se à Análise de Variância (ANOVA) aplicada à biomassa de minhocas. Efeitos considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

A análise de variância referente à biomassa de minhocas obtida pelo método TSBF aliado ao método qualitativo (Tabela 4) evidenciou efeitos estatisticamente significativos para os fatores uso do solo e topografia. O fator uso do solo apresentou valor-p de 0,01364, indicando que os diferentes usos ou estágios de regeneração do solo influenciaram de forma real a biomassa das minhocas. De maneira semelhante, o fator topografia também foi significativo ($p = 0,02848$), demonstrando que as variações no relevo exerceram influência sobre a biomassa avaliada. Por outro lado, a interação uso do solo $\times$ topografia não apresentou significância estatística ($p = 0,25913$), sugerindo que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, sem gerar influência conjunta sobre a biomassa.

Conforme destacado por Gomes (1985) e Pimentel-Gomes e Garcia (2002), valores-p inferiores a 0,05 confirmam a existência de efeitos significativos entre tratamentos, o que corrobora a sensibilidade do método TSBF aliado ao qualitativo em detectar variações atribuídas tanto ao uso do solo quanto à topografia.

Os resultados obtidos neste estudo indicam que a biomassa de minhocas na Reserva Biológica do Gurupi é influenciada pelas condições de drenagem do solo, especialmente quando a coleta é realizada pelo método combinado TSBF + Qualitativo. Em áreas de maior drenagem, a biomassa tende a ser superior, o que é consistente com a literatura, que mostra que solos mais aerados favorecem a respiração, o deslocamento e a construção de galerias pelas minhocas (Nadolny et al., 2020; Lee, 1985). Isso se reflete nos resultados em que uso do solo e topografia foram significativos no método TSBF + Qualitativo (Tabela 4), indicando sensibilidade do método em detectar diferenças associadas à variação do relevo, que está diretamente relacionada à drenagem. Por outro lado, no método TSBF isolado (Tabelas 1 e 3), esses efeitos não foram detectados, sugerindo que o TSBF, por si só, não capta adequadamente a heterogeneidade micro ambiental associada às zonas de drenagem diferenciada. A tendência de maior biomassa em áreas bem drenadas, observada em vários estudos da Amazônia Oriental (Nadolny et al., 2020), reforça a interpretação de que a drenagem é um fator determinante para a distribuição da macrofauna edáfica na ReBio do Gurupi e que métodos mais sensíveis aumentam a capacidade de detecção dessa variação.

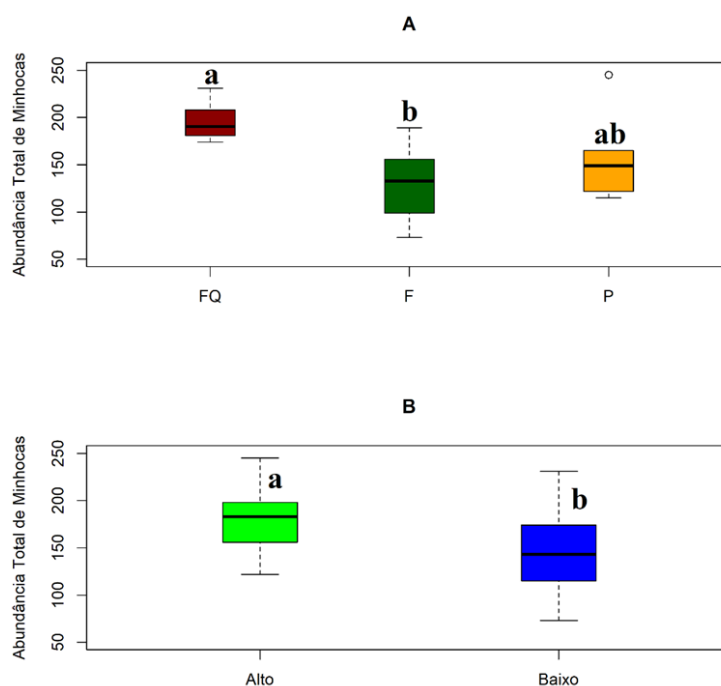


Figura 5- Abundância total de minhocas (indivíduos) em diferentes usos do solo na Reserva Biológica do Gurupi em floresta regenerada após pasto e fogo em comparação a área de referência, próximo e distante a drenagem. Obtido através do método TSBF+QUALITATIVO (Consiste na abertura de monólitos de solo de 25 × 25 cm com 30 cm de profundidade, que são cuidadosamente vasculhados para retirar os organismos).

No gráfico A, observa-se que a densidade é maior na área de floresta queimada (FQ) quando comparada às áreas de floresta preservada (F) e pasto (P), indicando maior recuperação biológica após queima em relação aos outros usos.

No gráfico B, nota-se que áreas classificadas como “Baixo” apresentam maior densidade de minhocas do que áreas “Alto”, sugerindo efeito da posição em relação à drenagem no acúmulo de organismos no solo.

Esses resultados indicam que tanto o histórico de uso do solo quanto a proximidade da drenagem influenciam a abundância da macrofauna edáfica (Lavelle et al., 1997).

Os resultados apresentados evidenciam que tanto o histórico de uso da terra quanto a variação topográfica exercem influência expressiva sobre a riqueza, biomassa e densidade de minhocas na Reserva Biológica do Gurupi. A comparação entre áreas regeneradas e a floresta conservada permitiu observar diferentes ritmos e padrões de recuperação da macrofauna edáfica, destacando a sensibilidade desses organismos às alterações ambientais. A inclusão do método qualitativo ampliou a capacidade de detecção das respostas biológicas, reforçando a importância de abordagens integradas para compreender a dinâmica ecológica do solo. Dessa forma, os achados fornecem uma base consistente para avaliar os efeitos da regeneração florestal sobre a comunidade de minhocas e subsidiam a reflexão sobre estratégias de manejo e conservação na Amazônia Oriental.

7. CONCLUSÃO

A pesquisa mostrou que o tipo de regeneração influencia a comunidade de minhocas na ReBio do Gurupi: a floresta nativa apresentou maior riqueza, áreas regeneradas após fogo tiveram maior densidade total e pastagens em regeneração exibiram a menor biomassa. A topografia também afetou a comunidade de minhocas, com áreas baixas favorecendo maior diversidade e abundância. O uso combinado dos métodos TSBF e qualitativo ampliou a detecção das diferenças entre os ambientes. Assim, conclui-se que a regeneração florestal promove recuperação parcial da macrofauna edáfica, porém áreas com histórico de pastagem apresentam recuperação mais lenta, reforçando a necessidade de estratégias adequadas de conservação e restauração do solo na Amazônia Oriental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, Jonathan Michael; INGRAM, John SI. Biologia e fertilidade do solo tropical: um manual de métodos. **Ciência do Solo**, v. 157, n. 4, p. 265, 1994.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Centro de Endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Revista de Estudos Universitários – REU**, Sorocaba, v.36, p.95-111, 2010.
- ALVARES, C.A.; STAP, J.L., SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M. & Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Zeitschrift**, 22, 711–728, 2013.
- ARNAN, X., RODRIGO, A., & RETANA, J. Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients. **Journal of Biogeography**, 33(7), 1246-1258, 2006.
- ARRUDA, F. V., TERESA, F. B., LAYME, V. M., VICENTE, R. E., CAMAROTA, F., & IZZO, T. J. Fire and flood: How the Pantanal ant communities respond to multiple disturbances? **Perspectives in Ecology and Conservation**, 20(3), 197-204, 2022.
- ASSIS, L.F.; FERREIRA, K.R.; VINHAS, L.; MAURANO, L.; ALMEIDA, C.; CARVALHO, A.; et al. TerraBrasilis: Uma Infraestrutura de Análise de Dados Espaciais para Mapeamento Temático em Grande Escala. **Jornal Internacional de Geoinformação ISPRS**, v. 8, 2019.
- AULD, T.D. & BRADSTOCK, R.A. Soil temperatures after the passage of a fire: Do they influence the germination of buried seeds? **Austral Ecol.**, 21, 1996.
- BARROS, E.; GRIMALDI, M.; SARRAZIN, M.; CHAUVEL, A.; MITJA, D.; DESJARDINS, T.; & LAVELLE, P. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. **Applied Soil Ecology**, v. 26, n. 2, p. 157-168, 2004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0929139303001665>. Acesso em: 10, out. 2024.
- BARROS, E.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R.; LAVELLE, P. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 338-347. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0479-z>. 2002.
- BARTZ, M.L.C. **Ocorrência e Taxonomia de Minhocas em Agroecossistemas no Paraná, Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil, 175pp, 2011.
- BARTZ, M.L.C.; PASINI, A.; BROWN, G.G. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. **Applied Soil Ecology**. v. 69: 39-48, 2013.

HONSCHA, L. C., FERNANDES, C. L. F., REIS, F. O., & DA SILVA JÚNIOR, F. M. R. Diferentes tipos de matéria orgânica no ensaio de reprodução da minhoca californiana *Eisenia andrei*. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 4, p. e14942878-e14942878, 2020.

DE ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Revista de Estudos Universitários-REU**, v. 36, n. 3, 2010.

DE AVILA, S. R. S. Estudo exploratório sobre dinâmica do desmatamento em assentamentos localizados no território portal da Amazônia. **Retratos de Assentamentos**, v. 22, n. 1, p. 139- 152, 2019.

DECAENS, T., PORCO, D., JAMES, S. W., BROWN, G. G., CHASSANY, V., DUBS, F., ... & ROY, V. DNA barcoding reveals diversity patterns of earthworm communities in remote tropical forests of French Guiana. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 92, p. 171– 183, 2016.

DE LIMA, A. F. L., DE BRITO FILHO, E. G., CAMPOS, M. C. C., BONDADE, B. B., DE ALMEIDA, R. G., PINHEIRO, E. N., ... & OLIVEIRA, F. P. PASTAGENS AMAZÔNICAS: UMA REVISÃO SOBRE O AVANÇO DA PECUÁRIA SOBRE AS TERRAS AMAZÔNICAS. **Revista Valore**, v. 8, p. 37-50, 2023.

DIAS, L. H. B. **Diagnóstico da regeneração natural e qualidade do solo na área de reserva legal da fazenda cristalina após a implantação de espécies florestais nativas**. 2016. Disponível em: <http://repositorio.unifesspa.edu.br/handle/123456789/507>. Acesso em: 11, nov. 2024.

DIONÍSIO, L. F. S. BONFIM FILHO, O. S.; DE SOUZA CRIVELLI, B. R.; GOMES, J. P.; DE OLIVEIRA, M. H. S.; & de CARVALHO, J. O. P. **Phytosociological importance of an ombrophilous forest fragment in the State of Roraima, Brazil**. 2016. Disponível em: <https://agris.fao.org/search/en/providers/122436/records/64747b09425ec3c088f631c5>. Acesso em: 15, out. 2024.

DOS SANTOS LOPES, M. J., SANTIAGO, B. S., DA SILVA, I. N. B., & GURGEL, E. S. C. Impacto do desmatamento e queimas na biodiversidade invisível da Amazônia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 16, n. 1, p. 1-14, 2023. Disponível em: <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/9608/7265>. Acesso em: 09, nov. 2024.

FARJI-BRENER, A. G., CORLEY, J. C., & BETTINELLI, J. (2002). The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context. **Diversity and distributions**, 8(4), 235-243.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.

108, p. 147-166, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00222-9).

FERNANDES, J. de O. **Minhocas como indicadores ambientais em ecossistemas agrícolas**. 2009. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UEL_e67acbe65462b0f948250dd2aa03a4d6. Acesso em: 15, out. 2024.

FICK, S.E. & HIJMANS, R.J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **Int. J. Climatol**, 2017.

JOHN, A., WEISBERG, S., PRICE, B., ADLER, D., BATES, D., BAUD-BOVY, G., ... & R-CORE. **Companion to Applied Regression Depends**. R Packag. version 3.0-8, 2020.

FRAGOSO, C., BROWN, G. G., PATRÓN, J. C., BLANCHART, E., LAVELLE, P., PASHANASI, B., ... & KUMAR, T. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: The role of earthworms. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 6, p. 17–35, 1997.

FRAGOSO, C. LAVELLE, P. BLANCHART, E.; SENAPATI, B. K.; JIMENEZ, J. J. MARTINEZ, M. A. DECAËNS, T.; TONDOH, J. Earthworm Communities of Tropical Agroecosystems: Origin, Structure And Influence Of Management Practices. **Earthworm Management in Tropical Agroecosystems**, 27-55. 1999.

FUCHS, V. B. Expansão de fronteira impulsionada pela China na Amazônia: quatro eixos de pressão causados pela crescente demanda pelo comércio de soja. **Civitas-Revista de Ciências Sociais**, v. 20, n. 1, p. 16-31, 2020.

GABARDO, G.; SARZEDAS, C. G.; SILVA, HL da. Queimadas na Amazônia brasileira: Brasil em chamas. **A educação ambiental em uma perspectiva interdisciplinar**. v. 4, p. 1, 2021. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/200800872.pdf>. Acesso em: 31, jul. 2025.

GILES, A. L., SCHIETTI, J., ROSENFELD, M. F., MESQUITA, R. C., VIEIRA, D. L. M., VIEIRA, I. C., ... & JAKOVAC, C. C. Simple ecological indicators benchmark regeneration success of Amazonian forests. **Communications Earth & Environment**. v. 5, 780. dez. 2024.

GOMES, B. F. **Efeitos diretos e indiretos do fogo sobre pequenos vertebrados de áreas campestres**. 2024. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-06022025-212107/publico/tese_corrigida_BrunaGomes.pdf. Acesso em: 08, nov. 2025.

GOMES, Frederico Pimentel. **Curso de estatística experimental**. 1985.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: A panel data analysis for the 2000s. **Environmental and**

Resource Economics, 54, p. 471–494. 2013.

HERNÁNDEZ-GARCÍA, L.M.; BARTZ, M.L.; BURGOS-GUERRERO, J.E.; SOUSA, S.C.; ROUSSEAU, G.X. & JAMES, S.W. Additions to *Andiorrhinus* (*Turedrilus*) (*Rhinodrilidae*, *Clitellata*) from Eastern Amazonia. **Zootaxa**, 4496, 481–491. 2018.

HERNÁNDEZ-GARCÍA, L.M.; BURGOS-GUERRERO, J.E.; ROUSSEAU, G.X. & JAMES, S.W. *Brasilisia* n. gen. and *Arraia* n. gen., two new genera of *Ocnerodrilidae* (*Annelida*, *Clitellata*, *Oligochaeta*) from Eastern Amazonia, Brazil. **Zootaxa**, 4496, 472–480. 2018.

HERNÁNDEZ-GARCÍA, L.M.; BURGOS-GUERRERO, J.E.; SILVA D.S.B.T.; ROUSSEAU, G.X. & JAMES, S.W. Three new species of *Holoscolex* (*Clitellata*, *Glossoscolecidae*) from the Gurupi Biological Reserve, last forest remnant of the Belém Endemism Area, Eastern Amazon. **Zootaxa**, 4496, 459–471. 2018.

INGHAM, E. R. **the Soil Biology Primer**. 2006.

INPE- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Focos de Queimadas versus/Desmatamentos (Bioma Amazônia)**, 2024.

JAKOVAC, C. C., BONGERS, F., KUYPER, T. W., MESQUITA, R. C., & PEÑA-CLAROS, M. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 6, p. 1104–1116, nov. 2016.

JAKOVAC, C. C., JUNQUEIRA, A. B., CROUZEILLES, R., PEÑA-CLAROS, M., MESQUITA, R. C., & BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, v. 96, n. 4, p. 1114–1134, ago. 2021.

JUNQUEIRA, A. B.; SHEPARD, G. H.; CLEMENT, C. R. Secondary forests on anthropogenic soils in Brazilian Amazonia conserve agrobiodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2715–2735, 2010.

LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., VASCONCELOS, H. L., BRUNA, E. M., DIDHAM, R. K., STOUFFER, P. C., ... & SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LEÃO, R. E. O. S. Influência do fogo e do tipo de vegetação sobre a diversidade taxonômica e morfológica de comunidades de formigas no Cerrado. **FORMIGAS COMO BIOINDICADORES DO SUCESSO DE DIFERENTES TÉCNICAS PARA A RESTAURAÇÃO DA FAUNA SAVÂNICA EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO CERRADO**, p. 58, 2024.

Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/cflo/a/BDh5rwRQ7GF5tKS9cG5ZSNh/?lang=pt>. Acesso em: 28, ago. 2025.

LEE, K.E. Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use. Sidney, **Academic Press**, 411p. 1985.

LIMA, D.M.; MARTÍNEZ, C. & RAÍCES, D.S.L. An avifaunal inventory and conservation prospects for the Gurupi biological reserve, Maranhão, Brazil. *Rev. Bras. Ornitol.*, 22, 317–340. 2014.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. Soil Ecology. Dordrecht: **Kluwer Academic Publishers**, 2001.

LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS, V., ROGER, P., INESON, POWH, ... & DHILLION, S. **Função do solo em um mundo em transformação: o papel dos engenheiros de ecossistemas invertebrados**. 1997.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; DUNLAP, P.V. e CLARK, D.P.- Microbiologia de Brock. 12.^a ed. Porto Alegre, **Artmed Editora**, 1160 p. 2010.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomias. Proj. MapBiomias – Coleção 1 a 4 da Série Anu. **Mapas Cober. e Uso Solo do Bras.**2020. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 01, nov. 2024.

DOS SANTOS, L. M. Mudanças no uso da terra agrícola alteram a estrutura e a diversidade das florestas ribeirinhas da Amazônia. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 252, p. 108862, dez. 2021

MARAVALHAS, J., & VASCONCELOS, H. L. Revisiting the pyrodiversity–biodiversity hypothesis: long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. **Journal of Applied Ecology**, 51(6), 1661-1668. 2014.

MARICHAL, R., MARTINEZ, A. F., PRAXEDES, C., RUIZ, D., CARVAJAL, A. F., OSZWALD, J., ... & LAVELLE, P. Invasion of *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta) in landscapes of the Amazonian deforestation arc. **Applied Soil Ecology**, [s. l.], v. 46, p. 443–449, 2010.

MARICHAL, R.; PRAXEDES, C.; DECAENS, T.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; BROWN, G. G.; DESJARDINS, T.; DA SILVA JUNIOR, M. L.; FEIJOO MARTINEZ, A.; OLIVEIRA, M. N. D.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Earthworm functional traits, landscape degradation and ecosystem services in the Brazilian Amazon deforestation arc. **European Journal of Soil Biology**, v. 83, p. 43-51, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.09.003>.

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. **Amazonia maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011.

MAY, P. H. Dilema da privatização: efeitos distributivos das mudanças no direito de propriedade sobre recursos extrativistas. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 27, n. 4, p. 367-389, 2019.

MENDIBURU, F.; & de MENDIBURU, F. agricolae: Statistical Procedures for **Agricultural Research**. CRAN. 2021.

MERINO, A., JIMÉNEZ, E., FERNÁNDEZ, C., FONTÚRBEL, M.T., CAMPO, J. & VEGA, J.A. Soil organic matter and phosphorus dynamics after low intensity prescribed burning in forests and shrubland. **J. Environ. Manage.**, 234. 2019.

MESQUITA, R. D. C. G., MASSOCA, P. E. D. S., JAKOVAC, C. C., BENTOS, T. V., & WILLIAMSON, G. B. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 849–861, 1 set. 2015.

MUNIZ, F.H. Padrões de floração e frutificação de árvores da Amazônia Maranhense. **Acta Amaz.**, 38, 617–626. 2008.

NADOLNY, H. S., BROWN, G. G., VEZZANI, F. M., BARTZ, M. L., BARETTA, D., & LAVELLE, P. **Estado da arte das minhocas como bioindicadoras da qualidade dos solos brasileiros**. 2017. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/bitstream/handle/1884/57412/R%20-%20T%20-%20HERLON%20SERGIO%20NADOLNY.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 25, jul. 2025.

NADOLNY, H., SANTOS, A., DEMETRIO, W., FERREIRA, T., MAIA, L. D. S., CONRADO, A. C., ... & BROWN, G. Recommendations for assessing earthworm populations in Brazilian ecosystems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 55, e01006. 2020

NAVARRETE, D.; SITCH, S.; ARAGAO, L. E. O. C.; PEDRONI, L. Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. **Global Change Biology**, v. 22, p. 3503–3517, 2016.

NUNES, C. A., BERENGUER, E., FRANÇA, F., FERREIRA, J., LEES, A. C., LOUZADA, J., ... & BARLOW, J. Linking land-use and land-cover transitions to their ecological impact in the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 27, p. e2202310119, 2022.

NUNES, S., OLIVEIRA, L., SIQUEIRA, J., MORTON, D. C., & SOUZA, C. M. (2020). Unmasking secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 3, p. 034057, 2020.

RIBEIRO, O., BRIONES, M. J., NATAL-DA-LUZ, T., RIBEIRO, C. R., PEREIRA, R., & CARROLA, J. S. As minhocas como engenheiras do solo e sentinelas da poluição. **Revista Captar: Ciência e Ambiente para Todos**, v. 11, p. 5-5, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Maria-Briones-4/publication/371044687_As_minhocas_como_engenheiras_do_solo_e_sentinelas_da_poluicao/links/647083b66fb1d1682b0af535/As-minhocas-como-engenheiras-do-solo-e-sentinelas-da-poluicao.pdf. Acesso em: 14, nov.2025.

OLIVEIRA, N. A.; AMARAL, I. L. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 1, p. 21 - 34, 2004.

OLIVEIRA, T.G.; GERLIDE, R.G.; DIAS, P.A. & RESENDE, L.C. Utilização da caça pelos índios Awá/Guajá e Ka'apor da Amazônia maranhense, p: 271-282. In: Martins, M.B. & Oliveira, T.G. (eds.). **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. MPEG. 328p. 2011.

PARR, C. L., ROBERTSON, H. G., BIGGS, H. C., & CHOWN, S. L. (2004). Response of African savanna ants to long-term fire regimes. **Journal of Applied Ecology**, 630-642.

PEREIRA, J. S.; BADÍA, D.; MARTÍ, C.; MORA, J. L.; DONZELI, V. P. Fire effects on biochemical properties of a semiarid pine forest topsoil at cm-scale. **Pedobiologia**, v. 96, p. 150860, 2023.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. 9. ed. São Paulo: Nobel, 1994.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais Piracicaba**. SP: FEALQ, 2002.

PIMENTEL-GOMES, Frederico. Curso de estatística experimental. **Digitaliza Conteúdo**, 2023.

REBOLA, L. C., PAZ, C. P., GAMARRA, L. V., & BURSLEM, D. F. Land use intensity determines soil properties and biomass recovery after abandonment of agricultural land in an Amazonian biodiversity hotspot. **Science of the Total Environment**, v. 801, p. 149487, 2021.

ROUSSEAU, G., BURGOS-GUERRERO, J., HERNÁNDEZ-GARCÍA, L., GÓMEZ-CARDOZO, E., TRIANA, S., MEDINA, J., ... & CELENTANO, D. Potential of slash-and-mulch system with legumes to conserve soil attributes and macrofauna diversity in Eastern Amazon. **Pedobiologia (Jena)**, 95, 1–14. 2022.

ROUSSEAU, G. X.; SILVA, P. R. dos S.; CARVALHO, C. J. R. de. Earthworms, ants, and other arthropods as soil health indicators in traditional and no fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, p. 117-134, 2010. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57515556009>.

ROUSSEAU, G.X., SILVA, P.R. dos S., CELENTANO, D. & de CARVALHO, C.J.R. Macrofauna do solo em uma cronossequência de capoeiras, florestas e pastos no centro de endemismo belém, Amazônia oriental. **Acta Amaz.**, 44, 499–512. 2014.

ROY, S.; GANDHI, U.; SWETNAM, T.; SOMASUNDARAM, D. & SAAH, A. samapriya/awesome-gee-community-datasets: **Community Catalog** (2.8.0). Zenodo. Available at: <https://doi.org/10.5281/zenodo.13218907>. 2024.

RUPPERT, E.E.; FOX, R.S. e BARNES, R.D. - **Zoologia dos Invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva**. 7ª ed. São Paulo, Roca, 1145p. 2005.

SANTOS, A., DEMETRIO, W. C., SÁTIRO, J. N., CREMONESI, M., & BROWN,

G. Comunidades de minhocas em áreas de erva-mate (*Ilex paraguariensis*) sob diferentes manejos de solo. 2019. Disponível em:

<https://core.ac.uk/download/pdf/232893985.pdf>. Acesso em: 25, jul. 2025.

SANTOS, H.G.; CARVALHO-JÚNIOR, W.; DART, R. de O.; ÁGLIO, M.L.D.; SOUSA, J.S. de; PARES, J.G.; et al. O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. **Embrapa Solos**, Rio de Janeiro. 2011.

SANTOS, T. O.; FILHO, V. S. A.; ROCHA, V. M.; MENEZES, J. S. The impacts of deforestation and burning of anthropogenic climate of the Brazilian Amazon: A review. **Revista Geografia Acadêmica**, v. 11, n. 2, p. 157-181, 2017.

SCHIEDECK, G.; SCHWENGBER, J.E.; CARDOSO, J.H.; GONÇALVES, M. de M. e SCHIAVON, G. de A. - Aspectos culturais associados às minhocas no Brasil. **Acta Zoológica Mexicana**, 26: 19-33. 2010.

SILVA, J. D.; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. D. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, v.1, p.124-31, 2005.

SILVA, J.C.H.L.; HEINRICH, V.H.A.; FREIRE, A.T.G.; BROGGIO, I.S.; ROSAN, T.M.; DOBLAS, J.; et al. Mapas de referência de 33 anos de idade de floresta secundária para o Brasil. **Scientific Data**, v. 7, 2020.

SILVA, K. E.; MATOS, F. D. A.; FERREIRA, M. M. Composição florística e fitossociologia de espécies arbóreas do Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 2, p. 213 - 222, 2008.

SOUSA, S.C.; HERNANDEZ-GARCIA, L.M. & ROUSSEAU, G.X. A new species of Pontoscolex earthworm (Rhinodrilidae, Clitellata) from the Gurupi Biological Reserve, along with records of earthworm species from the Amazon region of Maranhão, **Brazil. Zootaxa**, 4801, 105–114. 2020.

SOUZA, M. H.; VIEIRA, B.; OLIVEIRA, A. P.; & AMARAL, A. Macrofauna do solo. **Enciclopédia biosfera**, v. 11, n. 22, 2015. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/1367>. Acesso em 15, out. 2024.

STEFFEN, G. P. K.; ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, R. B.; & JACQUES, R. J. S. **Environmental and ecological importance of earthworms**. 2013. Disponível em: https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=environmental+and+ecological+importante+of+earthworms&btnG=#d=gs_qabs&t=1729872315861&u=%23p%3DX0bxZoFM-kkJ. Acesso em: 15, out. 2024.

STEFFEN, G. P. K. **Diversidade de Minhocas e sua Relação com Ecossistemas Naturais e Alterados no Estado do Rio Grande do Sul**. Universidade Federal de Santa Maria, RS. 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/3334/STEFFEN%2C%20GERUS A%20PAULI%20KIST.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 14, nov. 2025.

TORRES, F. N.; RICHTER, R.; VOHLAN, M. A multisensoral approach for high-

resolution land cover and pasture degradation mapping in the humid tropics: A case study of the fragmented landscape of Rio de Janeiro. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 189-201, 2019.

VASCONCELOS, H. L., MARAVALHAS, J. B., & CORNELISSEN, T. Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. **Biodiversity and Conservation**, 26, 177-188. 2017.

VIANA, R. M. **Indicadores de qualidade de solo para avaliação da restauração florestal: estudo de caso UHE Balbina-AM**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

VIEIRA JUNIOR, P. A.; BUAINAIN, A. M.; CONTINI, E. **Amazônia um mosaico em construção**. **Revista de política agrícola**, v. 4, 2019.

VILAR, C. C.; VILAR, F. C. M. Comportamento do fósforo em solo e planta. **Revista Campo Digital**, v. 8, n. 2, 2013. Disponível em: <https://revista2.grupointegrado.br/revista/index.php/campodigital/article/view/1664/527>. Acesso: 14, nov. 2025.

WOOD, S.N. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. **J. R. Stat. Soc.**, 73, 3–36. 2011.