

GUILHERME ABADIA DA SILVA

**IMPACTOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE 'FUNDÃO' SOBRE INSETOS
DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA DO RIO GUALAXO DO NORTE, MARIANA, MG**

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

Orientador: Carlos Frankl Sperber

Coorientadores: Thiago Gechel Kloss
Frederico Falcão Salles

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

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

T

S586i
2024
Silva, Guilherme Abadia da, 1996-
Impactos do rompimento da barragem de 'Fundão' sobre
insetos da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana,
MG / Guilherme Abadia da Silva. – Viçosa, MG, 2024.
1 dissertação eletrônica (62 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Carlos Frankl Sperber.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Entomologia, 2024.

Referências bibliográficas: f. 41-46.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.254>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Insetos. 2. Barragens de rejeitos - Mariana (MG).
3. Impacto ambiental. I. Sperber, Carlos Frankl, 1963-
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Entomologia. Programa de Pós-Graduação em Entomologia.
III. Título.

CDD 22. ed. 595.734


GUILHERME ABADIA DA SILVA

**IMPACTOS DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE 'FUNDÃO' SOBRE INSETOS
DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA DO RIO GUALAXO DO NORTE, MARIANA, MG**


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

APROVADA: 27 de fevereiro de 2024.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 **GUILHERME ABADIA DA SILVA**
Data: 15/07/2024 10:49:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Guilherme Abadia da Silva
Autor

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS FRANKL SPERBER**
Data: 15/07/2024 11:31:56-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Carlos Frankl Sperber
Orientador

Dedico aos meus pais, Ana Nilva e Moises,
ao meu irmão Gustavo,
e aos meus avós, Dore e Chiquinho.
Tudo por vocês!

AGRADECIMENTOS

Em primeiro momento, agradeço a Deus pelo alicerce de todas as horas.

Aos meus familiares, minha querida mãe Ana e meu pai Moisés, que sempre foram meu porto seguro e nunca me deixaram desistir. Ao meu irmão Gustavo, por todo carinho e apoio. Aos meus avós, minha mãe-avó Doré, sempre atenciosa e preocupada, e meu pai-avô Chiquinho, que, mesmo em memória, continua a abençoar-me lá do alto. Sem vocês, nada disso teria sentido! Amo vocês!

Ao meu orientador, Professor Carlos Frankl Sperber, pela orientação precisa, dedicação, paciência, compreensão e valiosas contribuições para a construção deste trabalho.

Aos meus coorientadores, Professor Thiago Gechel Kloss, pela sugestão inicial da dissertação e sua disponibilidade, confiança, paciência inesgotável, conselhos e contribuições essenciais. Ao Professor Frederico Falcão Salles, pelo aceite da proposta deste trabalho, por seus ensinamentos na disciplina de Taxonomia e na identificação dos espécimes de Ephemeroptera.

Aos amigos que fiz em Viçosa, Tatiana, Piva, Gustavo, Gabriele e Javier, por toda companhia, conversas, risadas, bebedeiras e fraternidade compartilhadas em tantos momentos.

Aos meus amigos de Humaitá, Leo, Brito, Vanessa, Rafaela, Cleison e Nayra, por todo apoio incondicional, conversas reconfortantes e chamadas de vídeo engraçadas, mesmo com a distância de mais de 3 mil quilômetros.

Aos que ajudaram essencialmente nas coletas de campo, Alexander Gaione, José Augusto Roxinol, Ana Dária Viana, Frederico Ferreira e Thairine Pereira, sou grato por todo material.

Ao Laboratório de Ecologia Comportamental e aos alunos de IC, Evandro e Larissa, pela assistência na triagem do material.

Ao Laboratório de Orthoptera e seus integrantes, à Nádia, pelo apoio desde minha chegada em Viçosa e ajuda nas análises estatísticas, e ao Cláudio, pela colaboração nas estatísticas e gráficos.

À técnica do Laboratório de Ecologia, Sílvia, pelas conversas e auxílio na preparação do material.

Ao Museu de Entomologia da UFV, Pedro Bonfá, Mellis e Rodrigo, pela recepção e auxílio nas identificações dos EPT.

Ao professor Fernando Z. Vaz-de-Mello pelo auxílio na identificação dos Scarabaeoidea.

À Rede Terra Água pelo financiamento e viabilização do projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia e todo corpo docente e técnicos, pelo aprendizado e oportunidade de realização deste estudo.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

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

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A todos vocês, que contribuíram de forma direta ou indireta, meu mais profundo e sincero agradecimento por fazerem parte desta jornada e por tornarem possível a realização deste trabalho.

*“Transport a handful of earth everyday and you will
make a mountain”.*

(Confucius)

RESUMO

SILVA, Guilherme Abadia da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2024. **Impactos do rompimento da barragem de 'Fundão' sobre insetos da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG.** Orientador: Carlos Frankl Sperber. Coorientadores: Thiago Gechel Kloss e Frederico Falcão Salles.

A destruição causada pelo desastre do rompimento da barragem de Fundão em Mariana, Minas Gerais, resultou na perda significativa de habitat, comprometendo o ambiente essencial para a sobrevivência dos insetos, ao interromper seus ciclos de vida e padrões de reprodução. Neste trabalho, foram avaliados os impactos do desastre do rompimento da barragem de Fundão/Samarco sobre diferentes grupos de insetos aquáticos e terrestres da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, em Mariana - MG, após seis anos. Para isso, duas áreas foram delimitadas às margens do rio, com nove unidades amostrais em áreas afetadas e sete em áreas referência. Em cada unidade amostral, foram instaladas duas armadilhas luminosas do tipo Pennsylvania, espaçadas 50 metros e mantidas ligadas por 12 horas. Os insetos foram coletados, triados e identificados com chaves taxonômicas e consulta com taxonomistas. A partir dos dados, foram determinadas a (i) abundância total de insetos, a (ii) riqueza e (iii) abundância para as categorias taxonômicas de ordens e famílias. Além disso, contou com a (iv) riqueza, (v) abundância, (vi) composição, (vii) equitabilidade e (viii) presença de espécies indicadoras para os táxons: EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) e Scarabaeoidea (Coleoptera). Seis anos após o rompimento da barragem, os prejuízos aos insetos da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte incluem a redução das abundâncias para alguns grupos de insetos, tanto na categoria de ordem como de família. Mudanças na composição taxonômica de insetos aquáticos EPT e terrestres de Scarabaeoidea. A redução da abundância de EPT indica impactos negativos contínuos do rejeito de mineração, enquanto a relação entre a abundância de EPT e a distância até a vegetação destaca a importância desse fator ambiental. A identificação de espécies indicadoras oferece insights valiosos sobre a resposta da comunidade à presença do rejeito.

Palavras-chave: Rejeito; Armadilha luminosa; Táxons; EPT; Scarabaeoidea.

ABSTRACT

SILVA, Guilherme Abadia da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2024. **Impacts of the 'Fundão' dam collapse on riparian vegetation insects of the Gualaxo do Norte River, Mariana, MG.** Adviser: Carlos Frankl Sperber. Co-advisers: Thiago Gechel Kloss and Frederico Falcão Salles.

The destruction caused by the disaster of the Fundão dam failure in Mariana, Minas Gerais, resulted in a significant loss of habitat, compromising the essential environment for insect survival by interrupting their life cycles and reproductive patterns. This work evaluated the impacts of the Fundão/Samarco dam failure disaster on different groups of aquatic and terrestrial insects from the riparian vegetation of the Gualaxo do Norte River, in Mariana - MG, six years after the event. To achieve this, two areas were delimited along the riverbanks, with nine sampling units in affected areas and seven in reference areas. In each sampling unit, two Pennsylvania light traps were installed, spaced 50 meters apart and kept on for 12 hours. The insects were collected, sorted, and identified using taxonomic keys and consultation with taxonomists. Based on the data, (i) the total abundance of insects, (ii) the richness, and (iii) the abundance for the taxonomic categories of orders and families were determined. Additionally, the study included (iv) richness, (v) abundance, (vi) composition, (vii) evenness, and (viii) presence of indicator species for the taxa: EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) and Scarabaeoidea (Coleoptera). Six years after the dam failure, the impacts on the insects of the riparian vegetation of the Gualaxo do Norte River include a reduction in abundances for some insect groups, both at the order and family levels. Changes in the taxonomic composition of aquatic EPT insects and terrestrial Scarabaeoidea were observed. The reduction in EPT abundance indicates continuous negative impacts from mining tailings, while the relationship between EPT abundance and distance to vegetation highlights the importance of this environmental factor. The identification of indicator species provides valuable insights into the community's response to the presence of tailings.

Keywords: Tailing; Light trap; Taxa; EPT; Scarabaeoidea.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização das unidades amostrais em áreas referência e áreas afetadas.	16
Figura 2 – Abundância acumulada de insetos coletados.	21
Figura 3 – Números de ordens de insetos coletados.	23
Figura 4 – Número de indivíduos por ordens de insetos coletados.	24
Figura 5 – Análise da composição de famílias de insetos coletados.	30
Figura 6 – Efeitos da distância do rio sobre a abundância acumulativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT).	32
Figura 7 – Análise da composição de espécies de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT).	33
Figura 8 – Análise da composição de espécies de Scarabaeiodea (Coleoptera).	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de indivíduos coletados, classificados por ordem de insetos, ordenados em ordem decrescente de abundância.....22

Tabela 2 – Número de indivíduos por família de insetos coletados. Ordenadas em ordem decrescente de abundância total, dentro de cada ordem.25

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos	14
3. MATERIAIS E MÉTODOS	15
3.1 Área de estudo	15
3.2 Delineamento experimental	15
3.3 Amostragem	15
3.4 Covariáveis ambientais	17
3.5 Identificação dos insetos coletados	17
3.6 Análises estatísticas	18
4. RESULTADOS	21
4.1 Abundância Total	21
4.2 Riqueza e abundâncias das ordens	22
4.3 Riqueza, composição e abundância das famílias	24
4.4 Abundância, riqueza, composição, equitabilidade e espécies indicadoras de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT)	31
4.5 Abundância, riqueza, composição, equitabilidade e espécies indicadoras de Scarabaeoidea (Coleoptera)	33
5. DISCUSSÃO	35
5.1 Abundância total	35
5.2 Riqueza e abundâncias das ordens de insetos	36
5.3 Riqueza, composição e abundância das famílias de insetos	37
5.4 Abundância, composição, equitabilidade e espécies indicadoras Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e Scarabaeoidea (Coleoptera)	38
6. CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS	41
APÊNDICES	47

1. INTRODUÇÃO

Em 05 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de 'Fundão', da mineradora Samarco Mineração S/A, em Mariana (MG). Este desastre resultou no despejo de cerca de 43 milhões de m³ de rejeitos de minério no ambiente, afetando os cursos d'água do Rio Gualaxo do Norte, do Rio Carmo e estendendo seus efeitos até o Rio Doce e toda sua bacia hidrográfica (Carmo et al., 2017). Além disso, os efeitos atingiram o oceano Atlântico, afetando o ambiente costeiro nas regiões adjacentes à foz do Rio Doce no Espírito Santo (Segura et al., 2016).

Esses danos resultaram na inundação da vegetação ripária, causando a erosão das margens e destruição da cobertura vegetal (Richard et al., 2020). Conseqüentemente na perda de habitats (Aires et al., 2018) e alterações nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo e dos recursos hídricos (Santos et al., 2019). Nesse último, houve remobilização dos sedimentos, com modificação dos leitos fluviais, redução da oxigenação (Cordeiro et al., 2019), e aumento da turbidez, além da presença de contaminantes (Foesch et al., 2020).

Desastres ambientais como esse têm o potencial de influenciar tanto a quantidade quanto a qualidade das condições e recursos disponíveis, exercendo impactos negativos sobre diferentes táxons insetos, em distintos nichos e diferentes intervalos temporais (Erenler; Gillman; Ollerton, 2020). A realização de levantamentos faunísticos fornece dados sobre a diversidade local, desempenhando um papel crucial na prevenção e na tomada de decisões diante de desastres. Além disso, permite a identificação de táxons suscetíveis a alterações ambientais, funcionando como indicadores ecológicos valiosos (Araújo et al., 2020).

Os insetos são os animais mais abundantes do planeta, com alta diversidade e uma distribuição cosmopolita, abrangem grupos com graus variados de sensibilidade e resiliência a distúrbios ambientais. Aproximadamente um milhão de espécies de insetos já foram catalogadas, correspondendo a 66% de todas as espécies conhecidas (Stork; Stone; Sam, 2016). Estima-se que existam em torno de 5,5 milhões de espécies de insetos no mundo, a maioria ainda não cientificamente descritas (Stork, 2018).

Os papéis funcionais dos insetos nos ecossistemas são extensos, fornecendo serviços ecossistêmicos essenciais, como polinização, dispersão de

sementes, ciclagem de nutrientes e regulação populacional de animais e plantas (Azevedo et al., 2011; Dahlsjö; Eggleton; Kitching, 2020). No entanto, também podem causar prejuízos econômicos e sanitários, como pragas agrícolas e disseminadores de doenças (Van Klink et al., 2020).

Cada vez mais, os insetos têm sido empregados como indicadores ecológicos da qualidade ambiental, devido às suas múltiplas funções e sensibilidades às alterações do ambientais (França et al., 2014). Essa avaliação fundamenta-se na redução da abundância das espécies especialistas e no aumento das generalistas (Clavel; Julliard; Devictor, 2011; Mangels et al., 2017). Seja na ausência ou presença de espécies, assim como na redução ou alteração da composição taxonômica, quando comparadas a áreas sujeitas a distúrbios ambientais (Azevedo et al., 2011).

Considerando a eficácia dos insetos como indicadores de impactos ambientais e seus papéis nos ecossistemas, em uma abordagem envolvendo múltiplos táxons da entomofauna aquática e terrestre é essencial. Isso possibilita uma compreensão detalhada dos impactos do desastre sobre diferentes grupos de insetos da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte. Além disso, o período de seis anos pós-desastre proporciona uma visão detalhada do impacto de médio prazo, avaliando a resiliência ou as alterações persistentes na comunidade de insetos.

A pergunta central deste trabalho consistiu em: Como o desastre do rompimento da barragem afetou os diferentes grupos de insetos da vegetação ripária, em um dos primeiros recursos hídricos atingidos, o Rio Gualaxo do Norte? Nossa hipótese é de que diferentes táxons de insetos foram distintamente afetados. Especificamente, acreditamos que insetos aquáticos tenham sido mais prejudicados pelo distúrbio do que os insetos terrestres, revelando redução ou aumento da abundância e riqueza, e a presença de táxons indicadores do distúrbio – a passagem do rejeito. Portanto, esperamos que os impactos tenham diferido entre os diferentes táxons de insetos, com redução da abundância e riqueza de táxons de insetos aquáticos sensíveis ao distúrbio e, conseqüentemente, alteração na composição ao comparar áreas afetadas e áreas referência.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar os impactos do desastre do rompimento da barragem “Fundão” da Samarco/BHP Billiton/Vale sobre diferentes grupos de insetos aquáticos e terrestres da vegetação ripária, comparando áreas referência com áreas afetadas, após seis anos, no Rio Gualaxo do Norte, em Mariana – MG.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Identificar os insetos nas categorias taxonômicas de ordens e famílias;
- ✓ Comparar a abundância total de insetos entre as áreas;
- ✓ Comparar a riqueza, composição e as abundâncias das ordens e famílias entre as áreas;
- ✓ Identificar os insetos na categoria taxonômica de espécie, para as ordens aquáticas Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), e os terrestres da superfamília Scarabaeoidea (Coleoptera);
- ✓ Comparar a riqueza, composição, abundância, equitabilidade e presença de espécies indicadoras para insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e os terrestres da superfamília Scarabaeoidea (Coleoptera), entre as áreas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na região afetada inicialmente pela deposição de rejeitos de mineração, decorrente do rompimento da barragem de “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale em 2015. Essa região está situada às margens do Rio Gualaxo do Norte, na bacia do Rio Doce, no município de Mariana, Minas Gerais. Os critérios adotados para escolha deste rio como área de estudo foram: localização estratégica, devido à proximidade ao epicentro do desastre; maior deposição do rejeito de mineração na área; e principalmente pela possibilidade da escolha de duas áreas com graus distintos rejeitos: (i) *áreas afetadas* pelo rejeito, situadas a jusante do ponto de encontro do rejeito com o rio, e (ii) *áreas referência*, constituindo uma área não afetada diretamente pelo rejeito, à montante (Figura 1).

Nas margens desse rio é possível observar a presença de vegetação arbustiva e arbórea, com predominância da vegetação típica da Mata Atlântica, e possui uma extensão de 60 Km. Apresenta baixa profundidade durante a maior parte do ano, aumentando seu volume significativamente durante os períodos de precipitações intensas.

3.2 Delineamento experimental

Foram designados dezesseis (n=16) unidades amostrais, com uma distribuição de oito (08) unidades amostrais em cada uma das áreas (afetadas e referência) inicialmente. No entanto, *in loco*, verificamos que uma das unidades amostrais tida originariamente como “referência” era, de fato, afetado, pois constatou a presença de rejeitos. Assim, em uma nova e ajustada distribuição, designou sete (07) unidades amostrais nas áreas referência e nove (09) unidades amostrais nas áreas afetadas pelo desastre do rompimento da barragem (Figura 1).

3.3 Amostragem

A coleta dos insetos adultos foi realizada durante uma expedição entre os dias 26 a 31 de março de 2022, seis anos após o rompimento da barragem. Em cada uma das 16 unidades amostrais, foram instaladas duas (2) armadilhas luminosas, mantidas ligadas do anoitecer (18:00 horas) ao amanhecer (06:00 horas)

do dia seguinte, totalizando 12 horas de coleta por unidade amostral, resultando em um esforço acumulado de coleta de 32 amostras ou 384 horas-armadilha.

Essas armadilhas foram posicionadas a uma distância de 50 metros entre si e estrategicamente dispostas na vegetação arbórea mais próxima da margem do rio. Adicionalmente, as armadilhas foram fixadas em uma haste de madeira, situados a uma altura de 1 metro e 50 centímetros em relação ao solo.

Utilizou-se armadilha luminosa do tipo Pennsylvânia, equipadas com lâmpadas tubulares fluorescentes com comprimento de onda de 365nm na parte superior, conectadas em fonte de energia elétrica (bateria automotiva de 12 volts e 50 ampères). Na parte inferior, acopladas ao um recipiente plástico contendo 500 mL de álcool etílico 70%, utilizado como solução conservante. Este tipo armadilha é frequentemente utilizado para a captura de alguns grupos de insetos com hábito crepuscular ou noturno, e fotoativos, ao operar essencialmente mediante ao princípio de atração, interceptação, coleta e preservação.

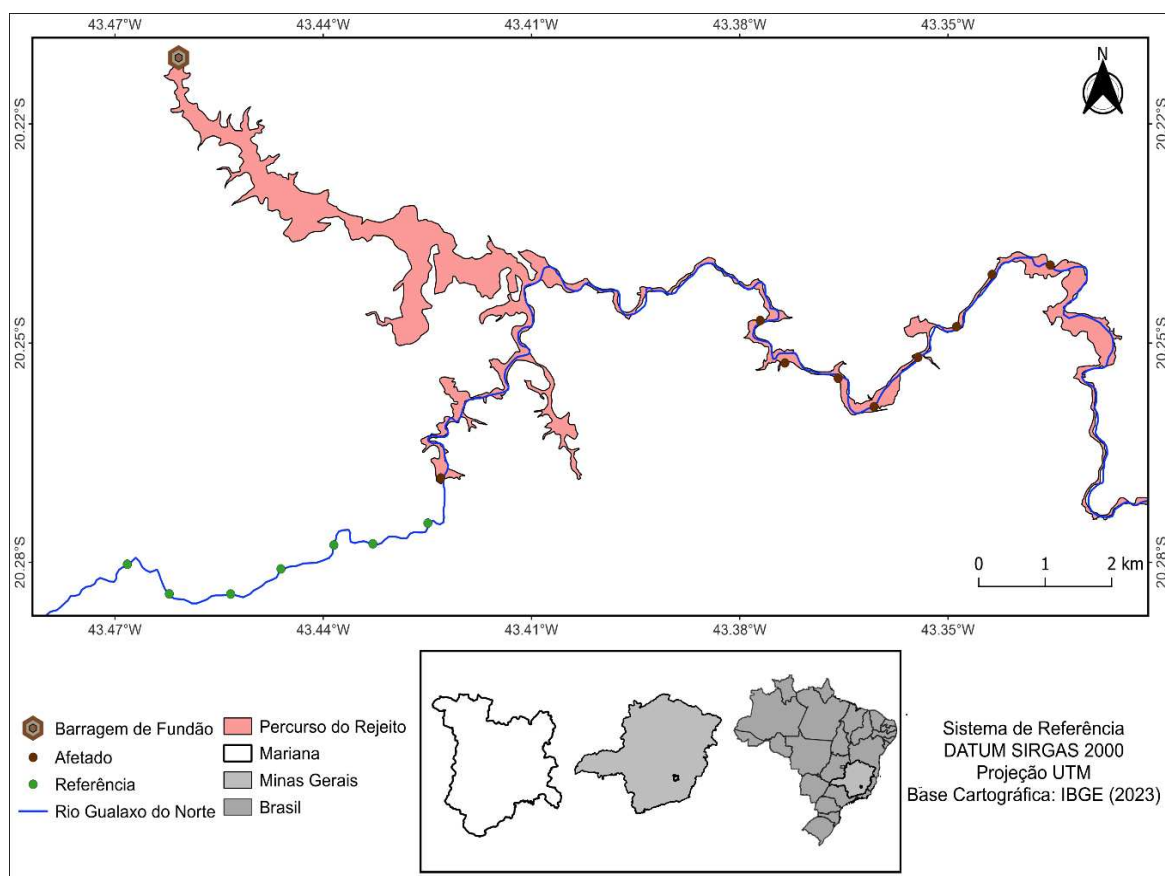


Figura 1 – Localização das unidades amostrais em áreas referências (n=7) e áreas afetadas (n=9), seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

As lâmpadas de três distintas armadilhas (5A, 7A nas áreas referência; 8A na área afetada) apresentaram falhas, desligaram em um algum momento do funcionamento previsto (Apêndice 1). Assim, os insetos provenientes dessas armadilhas foram excluídos da análise para prevenir qualquer viés. Dessa forma, o esforço acumulado de coleta alterado, contou com 29 amostras ou 348 horas-armadilha.

3.4 Covariáveis ambientais

Para controlar determinantes ambientais locais, além da passagem do rejeito (o distúrbio), utilizamos a distância de cada armadilha instalada até a margem do rio como indicador de disponibilidade hídrica/suscetibilidade à inundação, e utilizamos a porcentagem de cobertura do dossel como indicador de disponibilidade de recursos ou condições microclimáticas.

A distância do ponto de coleta até a margem rio pode exercer influência sobre os insetos, impactando fatores como umidade, composição vegetal, disponibilidade de recursos, presença de predadores e a susceptibilidade a eventos de inundação para insetos terrestres (Achury et al., 2023; Dala-Corte et al., 2020; Popescu et al., 2021). Para essa mensuração, um dos investigadores segurava a extremidade inicial de uma fita métrica de 50 metros, no local da armadilha luminosa instalada, enquanto outro investigador se deslocava com a outra extremidade fita em direção a margem do rio.

A cobertura do dossel assume relevância para insetos, pois a vegetação fornece recursos e abrigo (Duarte; Flores; Stevens, 2017; Peredo Arce et al., 2023). Para quantificar a porcentagem da cobertura do dossel, empregou-se um densímetro côncavo, por meio da contagem dos quadrantes ocupados pelo dossel, seguida pelo cálculo do percentual de cobertura, calculado a partir do número de quadrantes ocupados pela vegetação do dossel, sendo obtida pela multiplicação desse valor pelo número total de quadrantes do equipamento (17), e a subsequente divisão por 100.

3.5 Identificação dos insetos coletados

O material coletado foi devidamente encaminhado aos Laboratório de Ecologia (LabEco) e Laboratório de Orthoptera (LabOrt) da Universidade Federal de

Viçosa (UFV), para os processos de triagem e identificação, permanecendo atualmente armazenado nestas instalações.

A identificação na categoria taxonômica de ordem e família de insetos, foi realizada com o auxílio de um estereoscópio binocular ZEISS Stemi DV4 e com enciclopédia de chaves taxonômicas de identificação de insetos adultos disponibilizadas por Abbott; Abbott, 2023; Arnett; Thomas, 2001; Domínguez et al., 2006; Domínguez; Fernández, 2009; Evans, 2021; Fernández; Sharkey, 2006; Hamada; Nessimian; Querino, 2014, 2014; Hamada; Thorp; Rogers, 2015; Kirk-Spriggs; Sinclair, 2017a, 2017b, 2021; Lawrence, 2010; Lawrence; Slipinski, 2013; Phillips, 2019; Rafael et al., 2012.

As ordens Lepidoptera e Psocoptera não foram identificadas na categoria de família por motivos de dificuldade na identificação, devido ao estado de conservação do material.

Os insetos aquáticos pertencentes as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foram individualizados com base em morfoespécies e encaminhados ao Museu de Entomologia da Universidade Federal de Viçosa (UFV). O processo de identificação até a categoria taxonômica específica sempre que possível, foi supervisionado pelo curador, Professor Frederico Falcão Salles, e, posteriormente, depositados no acervo local. Os indivíduos da família Hydroptilidae (Trichoptera) não foram identificados na categoria específica, devido a dificuldades na identificação taxonômica deste táxon, por isso foram excluídos das análises de EPT.

Enquanto os insetos terrestres pertencentes a Superfamília Scarabaeoidea (Coleoptera), foram individualizados com base em morfoespécies e remetidos ao Laboratório de Scarabaeoidologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT). O processo de identificação até a categoria taxonômica específica sempre que possível, foi supervisionado pelo especialista do táxon, Professor Fernando Zagury Vaz-de-Melo, e os exemplares foram posteriormente depositados no acervo local.

3.6 Análises estatísticas

Para avaliar os efeitos do rompimento da barragem sobre a comunidade de insetos, ajustou-se modelos lineares generalizados mistos (GLMMs), para as seguintes variáveis resposta: (i) abundância total de insetos, (ii) abundância para

cada ordem identificada, (iii) riqueza de ordens, (iv) abundância para cada família identificada, (v) riqueza de famílias, (vi) abundância de EPT, (vii) riqueza de espécies para EPT, (viii) Equitabilidade (índice de Pielou) para EPT, (ix) abundância de Scarabeoidea, (x) riqueza de espécies de Scarabeoidea, (xi) Equitabilidade (índice de Pielou) de Scarabeoidea.

Todos os modelos completos incluíram como termos explicativos (i) a passagem do rejeito, estabelecida pela categoria do local amostrado como fator com dois níveis (“afetado” e “referência”), (ii) as covariáveis ambientais “distância da armadilha à margem do rio” e “cobertura de dossel”, e todos os modelos ajustou-se como efeito aleatório a unidade amostral. Para explicar as variáveis respostas referentes a EPT e Scarabeoidea, também incluiu como termos explicativos, (iii) as interações de segundo nível entre as covariáveis e o fator “afetado”. A escolha destes dois táxons atendeu aos critérios da representatividade de um grupo aquático e um grupo terrestre, somada ao acesso facilitado a taxonomistas nos respectivos grupos.

A distribuições utilizadas nas construções dos modelos foram adequadas ao tipo de variável resposta: Poisson para riqueza de espécies e abundância, normal para índices. Todos os modelos foram submetidos à análise de resíduos com o auxílio do pacote DHARMA 0.4.6. As variáveis ambientais foram escalonadas utilizando a função 'scale'. Para comparar os efeitos no modelo melhor ajustado, utilizou-se a *Anova* tipo III com o pacote *car*.

Caso o distúrbio tenha alterado o funcionamento dos ecossistemas, espera-se interações significativas entre os efeitos da passagem do rejeito e de ao menos uma das covariáveis ambientais. Caso o distúrbio tenha afetado os insetos, sem envolver as relações dos insetos com as covariáveis ambientais avaliadas, espera-se ausência de interações significativas, porém efeito significativo da passagem do rejeito, evidenciado pela significância deste fator.

Incluiu-se equitabilidade, pelo índice de Pielou (J'), como variável resposta, para avaliar eventuais efeitos sobre a distribuição de abundâncias das comunidades analisadas. Essa medida é baseada no índice de Shannon-Wiener e descreve a distribuição relativa das espécies e suas respectivas abundâncias dentro de uma comunidade, variando de 0 a 1, sendo 1 indicativo de máxima diversidade (homogênea), quando todas as espécies têm a mesma distribuição de abundância

(Silva et al., 2022). Utiliza-se distribuição binomial nos modelos para explicar esta resposta. A análise foi conduzida com o auxílio do pacote Vegan 2.6-4.

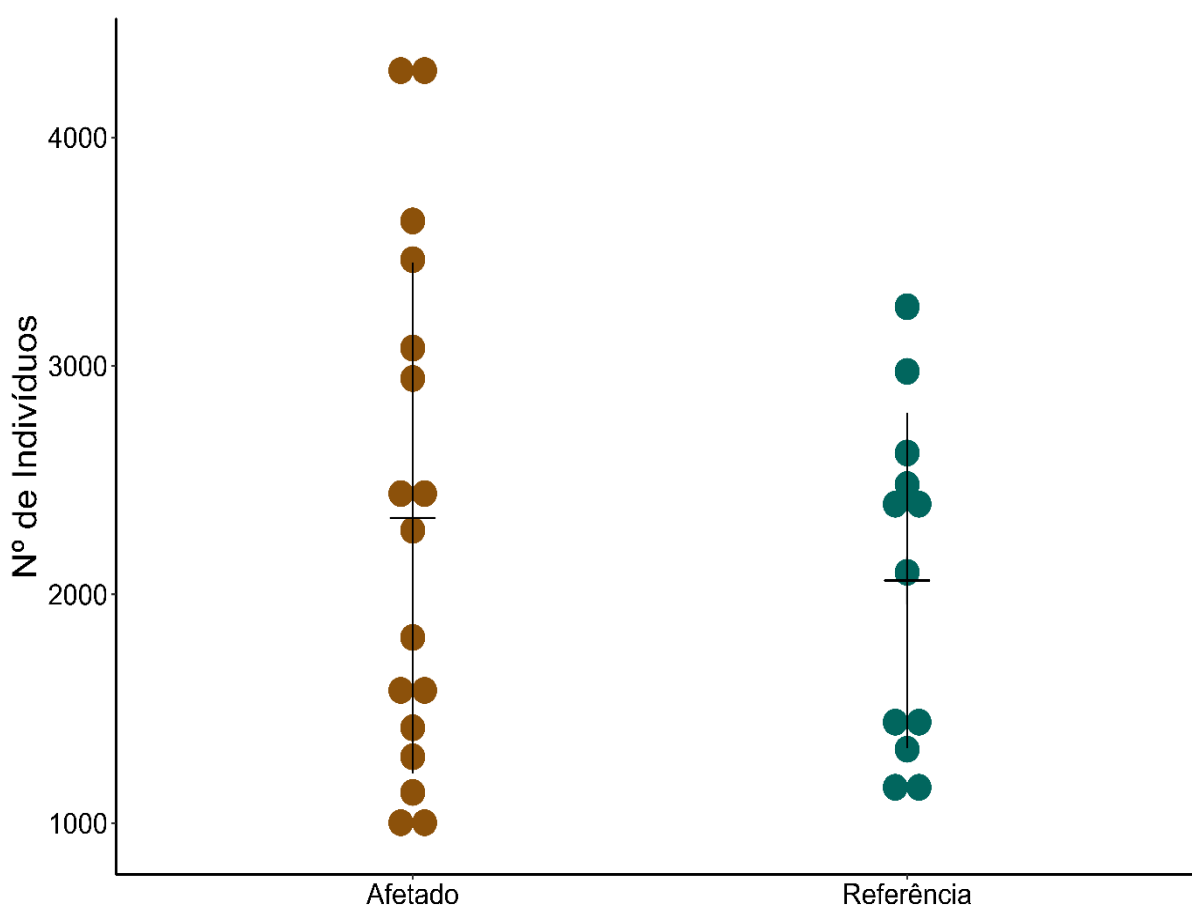
Para avaliar os efeitos sobre a composição de espécies de EPT e Scarabeoidea entre as áreas afetadas e referência, utilizou-se escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), seguido por uma PERMANOVA (matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis e 10000 permutações), criando uma matriz de distância para a ordenação de espécies com o pacote Vegan 2.6-4, com o teste baseado na matriz de abundância.

Para detectar espécies indicativas de áreas afetadas e de áreas referência, utilizou-se a Análise de Indicação de Espécies (IndVal) de Dufrêne & Legendre (1997). Esse teste avalia a associação das espécies aos ambientes por meio da análise de sua abundância (especificidade) e frequência (fidelidade), utilizando o pacote labdsv 2.1.0. Todas as análises foram realizadas utilizando o software de acesso livre R 4.3.2 (R Core Team, 2023).

4. RESULTADOS

4.1 Abundância Total

Coletamos um total de 64.448 indivíduos de insetos adultos, uma média de mais de 2.222 indivíduos por armadilha. O número total de indivíduos coletados foi maior nas áreas afetadas pela passagem e deposição do rejeito, 39.707 indivíduos, do que nas áreas referência, 24.741 (Tabela 1). No entanto, a abundância média de insetos por unidade amostral não diferiu entre as áreas analisadas ($\chi^2_1 = 0.451$, $p = 0.502$) (Figura 2), mesmo ao considerar a influência da distância de cada armadilha até a margem do rio ($\chi^2_1 = 0.315$, $p = 0.575$) e da cobertura de dossel ($\chi^2_1 = 1.029$, $p = 0.310$) (Apêndice 2).



Pontos em marrom representam as amostras nas áreas afetadas ($n=17$) e os pontos em verde representam as amostras nas áreas referência ($n=12$). Cada ponto representa o número de insetos coletados em uma amostra. Os traços horizontais (–) representam a média; as linhas verticais representam o intervalo de confiança (95%).

Figura 2 – Abundância acumulada de insetos adultos coletados nas áreas afetadas e áreas referência, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

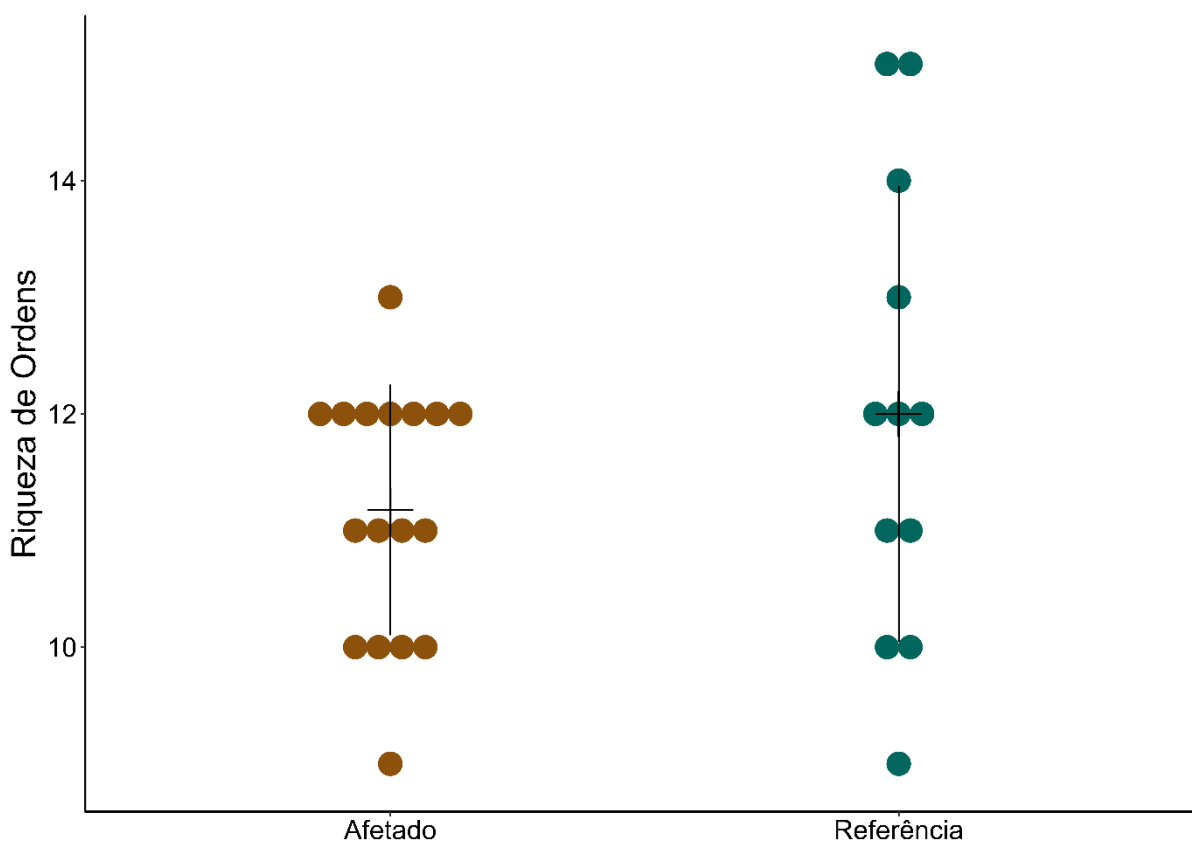
4.2 Riqueza e abundâncias das ordens

Encontramos 17 ordens de insetos: Hymenoptera (18.542 indivíduos), Trichoptera (12.213), Diptera (11.362), Lepidoptera (7.180), Hemiptera (7.096), Coleoptera (6.024), Ephemeroptera (1.560), Psocoptera (210), Megaloptera (82), Blattaria (44), Orthoptera (38), Plecoptera (33), Dermaptera (19), Mantodea (9), Embioptera (7), Neuroptera (5) e Strepsiptera (4) (Tabela 1). Com exceção da ordem Embioptera, que esteve presente apenas nas áreas referência, e da ordem Mantodea, com presença somente nas áreas afetadas, as demais ordens foram amostradas em ambas as áreas (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de indivíduos coletados, classificados por ordem de insetos, ordenados em ordem decrescente de abundância, em áreas afetadas e áreas referência, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil. Diferenças significativas destacadas em negrito.

Ordem	Áreas		Total	Comparação entre áreas	
	Afetadas	Referência		χ^2_1	p
Hymenoptera	16.559	1.983	18.542	7.578	0.005
Trichoptera	4.662	7.551	12.213	0.389	0.532
Diptera	4.642	6.720	11.362	6.353	0.012
Lepidoptera	5.866	1.314	7.180	26.491	<0.001
Hemiptera	4.063	3.033	7.096	5.210	0.224
Coleoptera	3.375	2.649	6.024	0.004	0.952
Ephemeroptera	292	1.268	1.560	24.781	<0.001
Psocoptera	129	81	210	2.152	0.142
Megaloptera	10	72	82	9.334	0.002
Blattaria	25	19	44	0.164	0.685
Orthoptera	24	14	38	0.401	0.527
Plecoptera	20	13	33	2.152	0.142
Dermaptera	6	13	19	6.209	0.012
Mantodea	9	0	9	6.514	0.011
Embioptera	0	7	7	3.987	0.046
Neuroptera	2	3	5	0.398	0.527
Strepsiptera	3	1	4	0.645	0.422
Total	39.707	24.741	64.448	0.451	0.502
Nº de ordens	16	16	17	0.435	0.509

A riqueza de ordens de insetos também não diferiu entre as áreas afetadas e referência ($\chi^2_1 = 0.435$, $p = 0.509$) (Figura 3), mesmo ao considerar a influência da distância do rio ($\chi^2_1 = 0.018$, $p = 0.892$) e a cobertura de dossel ($\chi^2_1 = 0.049$, $p = 0.824$) (Apêndice 2).

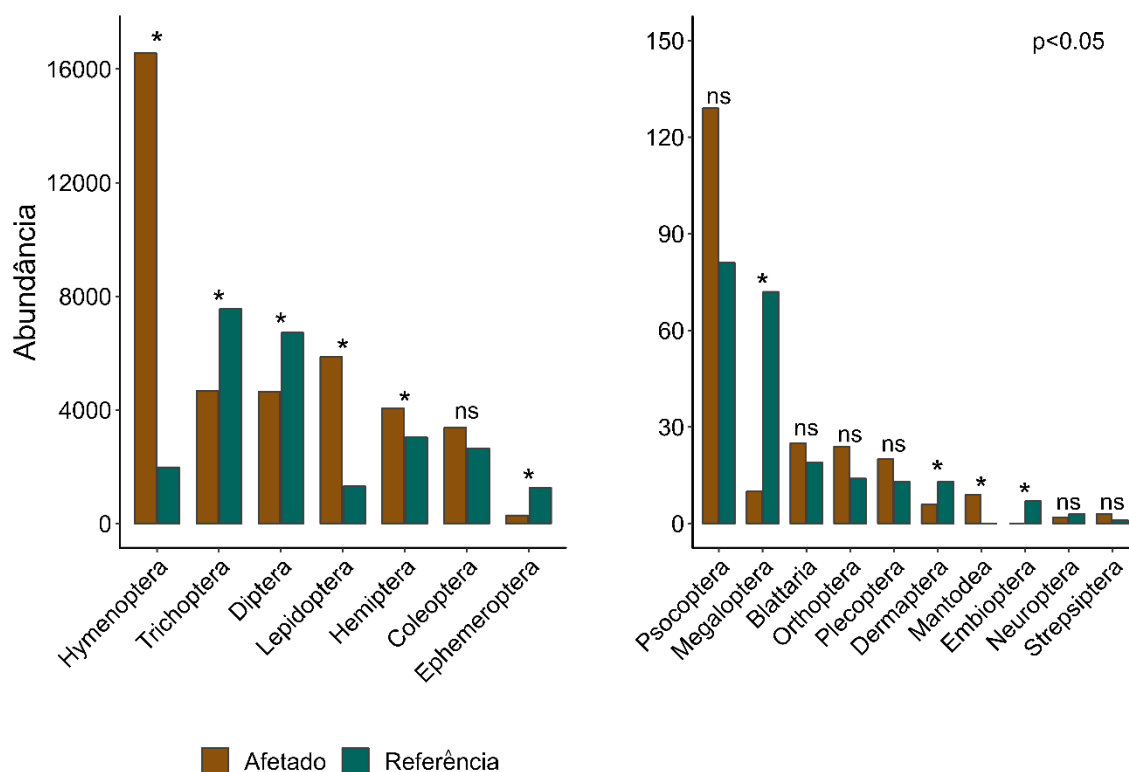


Pontos na coloração marrom representa as amostras nas áreas afetadas ($n=17$) e os pontos em verde representa as amostras nas áreas referência ($n=12$). Cada ponto representa o número de insetos coletados em uma amostra. Os traços horizontais (–) representam a média; as linhas verticais representam o intervalo de confiança (95%).

Figura 3 – Números de ordens de insetos adultos coletados nas áreas afetadas e áreas referência, seis anos após o desastre do rompimento da barragem da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

As ordens Hymenoptera (16.559) e Lepidoptera (5.866) destacaram-se como as mais abundantes nas áreas afetadas (Figura 4), constituindo mais da metade dos insetos coletados nestas áreas, enquanto as ordens Trichoptera (7.551 indivíduos) e Diptera (6.720) se destacaram como as mais abundantes nas áreas referência, constituindo mais da metade dos insetos coletados nestas áreas (Tabela 1).

As ordens Trichoptera, Diptera, Ephemeroptera, Megaloptera, Dermaptera e Embioptera foram significantes abundantes nas áreas referências, enquanto Hymenoptera, Lepidoptera, Hemiptera e Mantodea apresentaram uma abundância superior nas áreas afetadas ($p < 0,05$; Figura 4).



Os (*) representam diferença significativa entre as áreas ($p < 0,05$) e (ns) não significativo.

Figura 4 – Número de indivíduos por ordens de insetos coletados nas áreas referência e áreas afetadas, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

Além do efeito da passagem do rejeito, as ordens Trichoptera ($\chi^2_1 = 19.007$, $p = < 0.001$) e Psocoptera ($\chi^2_1 = 4.309$, $p = 0.037$) tiveram suas abundâncias influenciadas pela distância da margem do rio (Apêndice 3).

4.3 Riqueza, composição e abundância das famílias

Identificamos 168 famílias de insetos (Tabela 2), com as ordens mais ricas em famílias sendo Coleoptera (55), Diptera (28), Hemiptera (26) e Hymenoptera (25). Nas áreas referência, foram identificadas 146 famílias (Tabela 2), incluindo 22 famí-

lias exclusivas: Proctotrupidae e Trichogrammatidae (Hymenoptera), Calamoceratidae e Odontoceridae (Trichoptera), Bibionidae, Hybotidae, Chloropidae e Tabanidae (Diptera), Acanaloniidae, Hydrometridae e Scutelleridae (Hemiptera), Bothrideridae, Endomychidae, Melandryidae, Mycteridae e Zopheridae (Coleoptera), Caenidae (Ephemeroptera), Corydiidae (Blattaria), Tridactylidae e Gryllotalpidae (Orthoptera), Gripopterygidae (Plecoptera) e Teratembidae (Embioptera).

Nas áreas afetadas, identificamos 141 famílias (Tabela 2), das quais 27 foram exclusivas dessas áreas: Apidae, Pompilidae, Eurytomidae e Mutillidae (Hymenoptera), Glossosomatidae (Trichoptera), Asilidae, Empididae, Sarcophagidae e Syrphidae (Diptera), Dictyopharidae, Aetalionidae, Alydidae e Nabidae (Hemiptera), Cleridae, Hydrochidae, Silphidae, Coccinellidae, Geotrupidae, Gyrinidae, Lampyridae, Lymexylidae e Mordellidae (Coleoptera), Blaberidae (Blattaria), Tettigoniidae (Orthoptera), Thespidae e Mantidae (Mantodea) e Chrysopidae (Neuroptera).

Tabela 2 – Número de indivíduos por família de insetos coletados em áreas referência e áreas afetadas, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil. Ordenadas em ordem decrescente de abundância total, dentro de cada ordem, com exceção das famílias de Lepidoptera e Psocoptera. Diferenças significativas destacadas em negrito e em (-) destaca a abundância insuficiente para ajuste dos modelos estatísticos.

Ordem/Família	Afetado	Referência	Total	Comparação entre áreas afetadas X referência	
				χ^2_1	p
HYMENOPTERA					
Formicidae	16.194	1.770	17.964	7.751	0.005
Braconidae	83	21	104	6.293	0.012
Bethylidae	45	37	82	0.650	0.419
Scelionidae	41	24	65	0.555	0.456
Platygastridae	33	29	62	0.455	0.499
Diapriidae	27	23	50	0.338	0.560
Ichneumonidae	30	19	49	0.993	0.319
Figitidae	17	15	32	0.338	0.561
Vespidae	18	6	24	2.240	0.134
Torymidae	14	6	20	0.002	0.961
Encyrtidae	12	4	16	0.186	0.665
Eulophidae	7	7	14	5.962	0.114
Mymaridae	7	6	13	0.544	0.460
Crabronidae	6	3	9	0.414	0.519
Eupelmidae	7	2	9	1.874	0.170

Aphelinidae	4	3	7	0.027	0.867
Pteromalidae	3	3	6	-	-
Apidae	4	0	4	-	-
Embolemidae	2	1	3	-	-
Eucharitidae	1	1	2	-	-
Pompilidae	2	0	2	-	-
Proctotrupidae	0	2	2	-	-
Eurytomidae	1	0	1	-	-
Mutillidae	1	0	1	-	-
Trichogrammatidae	0	1	1	-	-
<hr/>					
TRICHOPTERA					
Hydroptilidae	3.368	4.421	7.789	0.030	0.863
Hydropsychidae	1.142	3.028	4.17	3.624	0.057
Polycentropodidae	57	36	93	0.206	0.650
Philopotamidae	19	43	62	3.671	0.055
Helicopsychidae	42	5	47	17.625	<0.001
Leptoceridae	21	14	35	0.013	0.910
Glossosomatidae	12	0	12	4.456	0.035
Calamoceratidae	0	1	1	-	-
Ecnomidae	1	2	3	-	-
Odontoceridae	0	1	1	-	-
<hr/>					
DIPTERA					
Chironomidae	1.339	3.197	4.536	3.948	0.047
Ceratopogonidae	1.462	2.353	3.815	13.188	<0.001
Cecidomyiidae	997	257	1.254	13.025	<0.001
Sciaridae	130	256	386	3.643	0.056
Limoniidae	170	203	373	4.905	0.027
Phoridae	276	76	352	6.079	0.014
Simuliidae	51	255	306	0.486	0.486
Chaoboridae	143	14	157	6.457	0.011
Psychodidae	28	23	51	0.279	0.597
Culicidae	13	16	29	3.183	0.074
Clusiidae	15	3	18	5.477	0.019
Drosophilidae	2	15	17	3.942	0.047
Sphaeroceridae	2	15	17	3.815	0.046
Bibionidae	0	9	9	-	-
Mycetophilidae	2	4	6	-	-
Hybotidae	0	6	6	-	-
Tachinidae	1	4	5	-	-
Dolichopodidae	2	2	4	-	-
Scatopsidae	1	3	4	-	-
Tipulidae	1	3	4	-	-
Chloropidae	0	3	3	-	-
Muscidae	2	1	3	-	-
Fanniidae	1	1	2	-	-
Asilidae	1	0	1	-	-

Empididae	1	0	1	-	-
Sarcophagidae	1	0	1	-	-
Syrphidae	1	0	1	-	-
Tabanidae	0	1	1	-	-
<hr/>					
HEMIPTERA					
Cicadellidae	3.510	2.807	6.317	2.571	0.109
Lygaeidae	122	8	130	6.011	0.014
Miridae	85	37	122	0.310	0.578
Delphacidae	51	66	117	5.362	0.021
Achilidae	69	5	74	4.676	0.031
Hebridae	28	24	52	0.119	0.730
Cydnidae	30	13	43	0.105	0.745
Cixiidae	33	6	39	3.981	0.046
Reduviidae	30	5	35	2.308	0.129
Derbidae	24	12	36	0.094	0.759
Pentatomidae	21	4	25	4.173	0.041
Psyllidae	6	16	22	2.349	0.125
Cicadidae	12	8	20	0.244	0.622
Fulgoridae	4	9	13	0.133	0.716
Corixidae	10	2	12	0.600	0.439
Flatidae	10	1	11	4.411	0.036
Membracidae	6	3	9	1.194	0.275
Cercopidae	1	3	4	-	-
Dictyopharidae	5	0	5	-	-
Nogodinidae	3	1	4	-	-
Acanaloniidae	0	1	1	-	-
Aetalionidae	1	0	1	-	-
Alydidae	1	0	1	-	-
Hydrometridae	0	1	1	-	-
Nabidae	1	0	1	-	-
Scutelleridae	0	1	1	-	-
<hr/>					
COLEOPTERA					
Staphylinidae	1.308	856	2.164	0.141	0.707
Curculionidae	667	550	1.217	0.078	0.780
Ptilodactylidae	216	236	452	6.880	0.009
Hydrophilidae	18	399	417	11.586	0.001
Carabidae	210	54	264	5.780	0.016
Latridiidae	122	50	172	5.989	0.014
Dytiscidae	146	27	173	6.512	0.011
Melolonthidae	90	75	165	0.827	0.363
Scarabaeidae	96	70	166	0.445	0.505
Elmidae	50	73	123	1.125	0.289
Chrysomelidae	41	30	71	0.693	0.405
Elateridae	27	30	57	2.439	0.118
Limnichidae	33	25	58	0.518	0.472
Aderidae	40	6	46	4.163	0.041

Corylophidae	31	11	42	9.821	0.002
Phalacridae	38	5	43	7.246	0.007
Tenebrionidae	37	4	41	25.496	<0.001
Lycidae	35	4	39	0.648	0.421
Silvanidae	19	13	32	0.848	0.357
Scirtidae	7	22	29	3.301	0.069
Laemophloeidae	10	14	24	0.266	0.606
Phengodidae	23	4	27	4.931	0.026
Cerambycidae	16	5	21	1.583	0.208
Scraptiidae	11	10	21	0.206	0.650
Heteroceridae	8	12	20	0.050	0.823
Trogossitidae	7	6	13	0.421	0.516
Ptiliidae	9	3	12	0.239	0.625
Cantharidae	6	5	11	0.102	0.749
Anthicidae	8	1	9	-	-
Eucnemidae	4	5	9	-	-
Erotylidae	2	7	9	-	-
Mycetophagidae	1	7	8	-	-
Lutrochidae	5	3	8	-	-
Leiodidae	4	2	6	-	-
Noteridae	5	1	6	-	-
Ptinidae	2	4	6	-	-
Throscidae	1	5	6	-	-
Bostrichidae	2	3	5	-	-
Cryptophagidae	4	1	5	-	-
Bothrideridae	0	4	4	-	-
Oedemeridae	2	1	3	-	-
Passandridae	2	1	3	-	-
Cleridae	2	0	2	-	-
Endomychidae	0	2	2	-	-
Hydrochidae	2	0	2	-	-
Silphidae	2	0	2	-	-
Coccinellidae	1	0	1	-	-
Geotrupidae	1	0	1	-	-
Gyrinidae	1	0	1	-	-
Lampyridae	1	0	1	-	-
Lymexylidae	1	0	1	-	-
Melandryidae	0	1	1	-	-
Mordellidae	1	0	1	-	-
Mycteridae	0	1	1	-	-
Zopheridae	0	1	1	-	-
<hr/>					
EPHEMEROPTERA					
Leptohiphidae	78	1.093	1.171	21.311	<0.001
Polymitarciidae	76	20	96	2.301	0.129
Leptophlebiidae	54	56	110	0.909	0.340
Baetidae	84	85	169	1.667	0.197

Caenidae	0	14	14	6.663	0.010
MEGALOPTERA					
Corydalidae	10	72	82	9.334	0.002
BLATTARIA					
Ectobiidae	14	6	20	0.986	0.321
Anaplectidae	10	7	17	0.027	0.868
Corydiidae	0	6	6	-	-
Blaberidae	1	0	1	-	-
ORTHOPTERA					
Trigonidiidae	13	7	20	0.642	0.423
Gryllidae	8	3	11	0.248	0.618
Tettigoniidae	3	0	3	-	-
Tridactylidae	0	3	3	-	-
Gryllotalpidae	0	1	1	-	-
PLECOPTERA					
Perlidae	20	11	31	0.087	0.768
Gripopterygidae	0	2	2	-	-
DERMAPTERA					
Forficulidae	6	13	19	6.209	0.012
MANTODEA					
Thespidae	6	0	6	4.275	0.039
Mantidae	3	0	3	-	-
EMBIOPTERA					
Teratembiiidae	0	7	7	3.987	0.046
NEUROPTERA					
Myrmeleontidae	1	3	4	-	-
Chrysopidae	1	0	1	-	-
STREPSIPTERA					
Stylopidae	3	1	4	-	-
Total	39.707	24.741	64.448	-	-
Nº de famílias	141	146	168	-	-

As famílias mais abundantes em todo o estudo foram Formicidae (17.964), seguida de Hydroptilidae (7.789) e Cicadellidae (6.317). Nas áreas referência, as famílias de insetos mais abundantes foram Hydroptilidae (4.421), Chironomidae (3.197) e Hydropsychidae (3.028), enquanto Formicidae (16.194), Cicadellidae (3.510) e Hydroptilidae (3.368) foram mais abundantes nas áreas afetadas (Tabela 2).

A riqueza de famílias não diferiu entre áreas afetadas e referência ($\chi^2_1 = 0.182$, $p = 0.670$), ao mesmo pela distância em relação à margem do rio ($\chi^2_1 = 0.003$, $p = 0.954$), nem pela cobertura do dossel ($\chi^2_1 = 0.443$, $p = 0.506$) (Apêndice 2), porém, a

composição de famílias diferiu entre as áreas (Stress = 0,099; $F=11.492$; $p = 0,001$) (Figura 5).

As famílias Chironomidae, Ceratopogonidae, Limoniidae, Drosophilidae, Sphaeroceridae, Delphacidae, Ptilodactylidae, Hydrophilidae, Leptohyphidae, Caeniidae, Corydalidae, Forficulidae e Teratembidae apresentaram diferenças significativas entre as áreas ($p < 0,05$), com maior abundância na área referência. Enquanto que, a maior abundância nas áreas afetadas, foram as famílias Formicidae, Braconidae, Helicopsychidae, Glossosomatidae, Cecidomyiidae, Phoridae, Chaoboridae, Clusiidae, Lygaeidae, Achilidae, Cixiidae, Pentatomidae, Flatidae, Carabidae, Latridiidae, Dytiscidae, Aderidae, Corylophidae, Phalacridae, Tenebrionidae, Phengodidae e Thespiidae (Tabela 2).

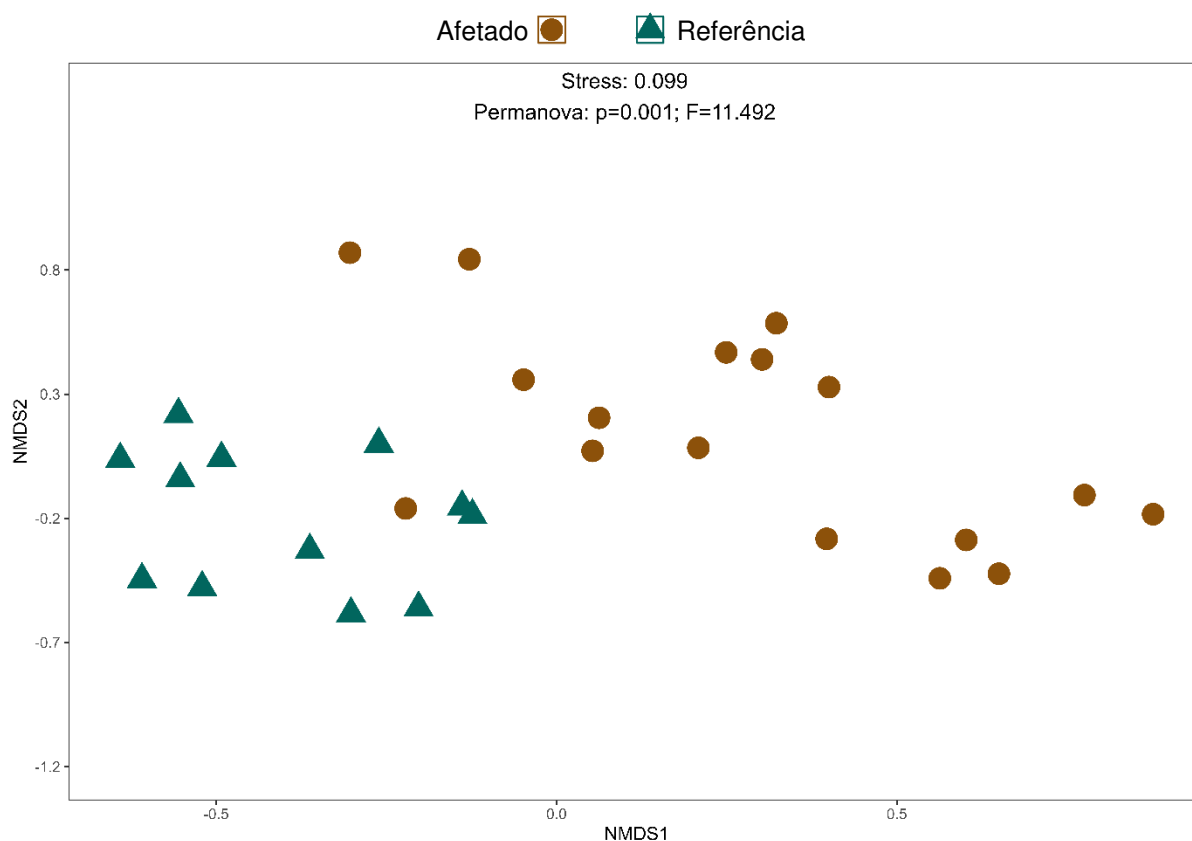


Figura 5 – Análise da composição de famílias de insetos coletados em áreas afetadas e áreas referência, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

A maior distância da margem do rio afeta negativamente as abundâncias das seguintes famílias: Hydroptilidae ($\chi^2_1 = 9.136$, $p = 0.003$), Hydropsychidae ($\chi^2_1 =$

19.355, $p = <0.001$), Leptophlebiidae ($\chi_1^2 = 5.883$, $p = 0.015$), Scelionidae ($\chi_1^2 = 4.862$, $p = 0.027$) e Heteroceridae ($\chi_1^2 = 6.408$, $p = 0.011$). Além disso, menor percentual de cobertura vegetal do dossel afetou negativamente as abundâncias das famílias Elateridae ($\chi_1^2 = 4.508$, $p = 0.034$), Laemophloeidae ($\chi_1^2 = 4.987$, $p = 0.026$), Trigonidiidae ($\chi_1^2 = 4.674$, $p = 0.031$) e Membracidae ($\chi_1^2 = 6.627$, $p = 0.010$) (Apêndice 3).

4.4 Abundância, riqueza, composição, equitabilidade e espécies indicadoras de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT)

A abundância total de adultos das ordens de insetos aquáticos, Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT), constitui de 5.970 indivíduos (áreas afetadas: 1.562; áreas referência: 4.408). Foram identificadas 16 famílias de EPT, incluindo 33 gêneros e 53 espécies. Nas áreas referências, foram registradas 41 espécies, sendo 12 exclusivas. Nas áreas afetadas registrou-se 38 espécies, sendo 15 exclusivas, e 26 compartilhadas entre as áreas afetadas e referência (Apêndice 4).

A ordem Trichoptera destacou-se como mais rica, com 36 espécies, com destaque para o gênero *Smicridea*, que contribuiu com 6 espécies. A ordem Ephemeroptera apresentou 12 espécies, e a ordem Plecoptera, com 5 espécies, destaque para o gênero *Anacroneuria*, com 3 espécies. As espécies mais abundantes foram *Traverhyphes (Traverhyphes) indicator*, *Anacroneuria itatiaiensis* e *Smicridea (Rhyacophylax) necator* (Apêndice 4).

A riqueza de espécies não diferiu entre as áreas ($\chi_1^2 = 0.065$, $p = 0.798$), tampouco houve interação entre os efeitos da distância da margem do rio ($\chi_1^2 = 1.204$, $p = 0.271$) ou da cobertura vegetal do dossel ($\chi_1^2 = 0.583$, $p = 0.445$) com a passagem do rejeito. Entretanto, a abundância diferiu entre as áreas ($\chi_1^2 = 11.915$, $p = <0.001$), com interação negativa entre a distância da margem do rio e a passagem dos rejeitos ($\chi_1^2 = 218.310$, $p = <0.001$) (Figura 6 e Apêndice 2).

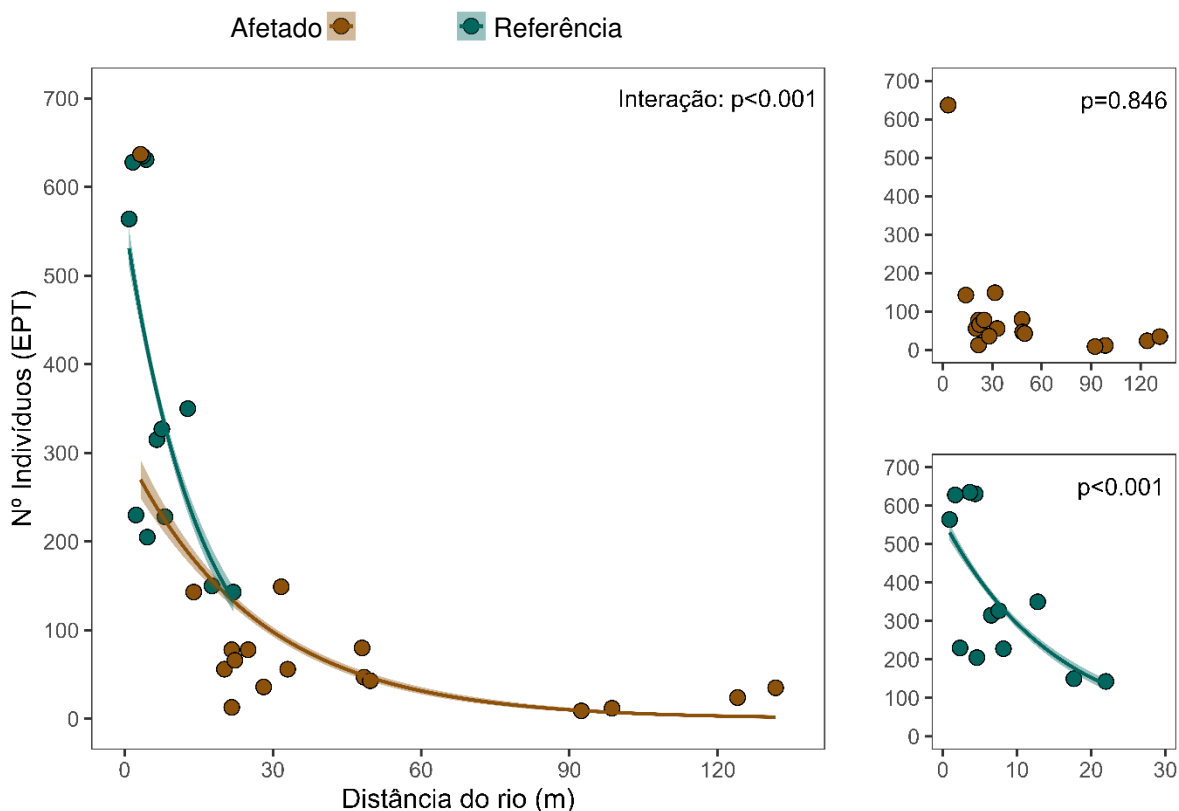


Figura 6 – Efeitos da distância do rio sobre a abundância acumulativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em áreas afetadas e áreas referência, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

Com base nos índices de equitabilidade de Pielou, observou-se que nas áreas afetadas o índice foi de 0,707, indicando uma distribuição mais uniforme das espécies. Já nas áreas de referência, com um índice de 0,496, a distribuição das espécies é menos uniforme, com algumas espécies sendo muito mais abundantes que outras.

A comparação dos índices entre áreas afetadas e de referência para a composição de espécies de EPT, indica que há uma diferença significativa entre as duas áreas (Stress = 0,065; F=12.988; p=0,001) (Figura 7).

Nove espécies foram indicadoras de áreas referência: *Traverhyphes (Traverhyphes) indicator* (IndVal=0.9576, p<0.001), *Americabaetis alphas* (IndVal=0.7077, p=0.023), *Caenis sp.* (IndVal=0.3333, p=0.021), *Alterosa truncata* (IndVal=0.4167, p=0.006), *Chimarra (Curgia) parana* (IndVal=0.5833, p<0.001), *Leptonema viridia-*

num (IndVal=0.6906, $p=0.001$), *Smicridea (Rhyacophylax) necator* (IndVal=0.7826, $p=0.004$), *Smicridea (Rhyacophylax) jundiai* (IndVal=0.6647, $p<0.001$), *Smicridea (Rhyacophylax) discalis* (IndVal=0.9480, $p<0.001$).

Quatro espécies foram indicadoras de áreas afetadas: *Mortoniella (Mortoniella) pumila* (IndVal=0.4118, $p=0.022$), *Smicridea (Rhyacophylax) radula* (IndVal=0.3529, $p=0.046$), *Helicopsyche (Cochliopsyche) opalescens* (IndVal=0.6471, $p<0.001$) e *Nyctiophylax neotropicalis* (IndVal=0.3529, $p=0.047$).

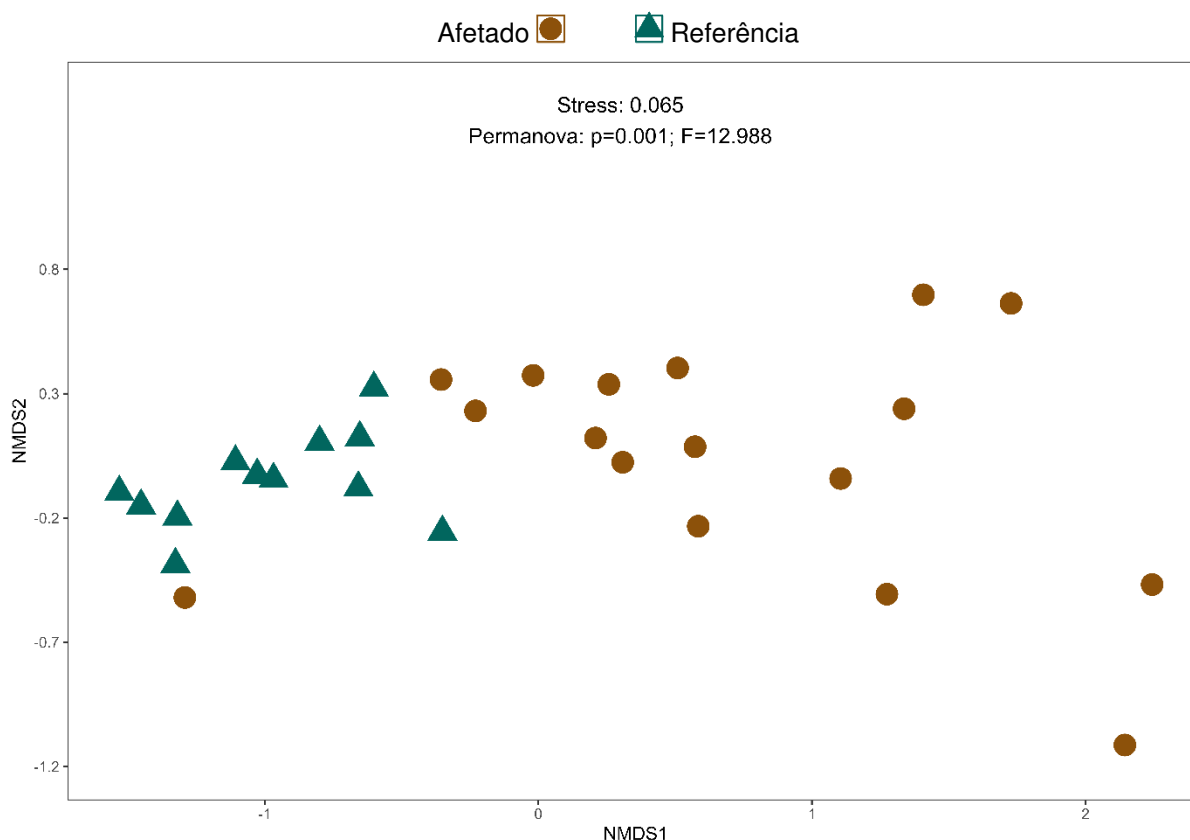


Figura 7 – Análise da composição de espécies de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados em área referência e área afetadas, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

4.5 Abundância, riqueza, composição, equitabilidade e espécies indicadoras de Scarabaeioidea (Coleoptera)

Foram coletados 344 indivíduos de Scarabaeioidea, distribuídos entre áreas referência (155) e áreas afetadas (189). Esses besouros estão distribuídos em 3 famílias, 7 subfamílias, 14 tribos, 27 gêneros e 46 espécies. Nas áreas referência, fo-

ram registradas 27 espécies, das quais 11 foram exclusivas, enquanto que nas áreas afetadas foram registradas 35 espécies, com 19 exclusivas (Apêndice 5).

A família Melolonthidae foi a mais diversa, com 29 espécies, incluindo 6 do gênero *Plectris*. A família Scarabaeidae apresentou 16 espécies, sendo 5 do gênero *Ataenius*. A família Geotrupidae foi representada por uma única espécie. As espécies abundantes foram *Pseudoserica sp.* (41) e *Ataenius sp4* (18) nas áreas de referência, sendo esta última também abundante nas áreas afetadas (33), juntamente com *Platytomus sp.* (26).

A abundância ($\chi^2_1 = 0.200$, $p = 0.654$) e a riqueza de espécies ($\chi^2_1 = 0.049$, $p = 0.824$) de Scarabaeoidea não diferiram entre as áreas afetadas e referência, como houve interações entre os efeitos da distância da margem do rio e da cobertura de dossel (Apêndice 2).

A comparação dos índices entre áreas afetadas e de referência para a composição de espécies de besouros de Scarabaeoidea indica que há uma diferença significativa entre as duas áreas (Stress = 0,153; $F=3.295$; $p=0,001$) (Figura 8).

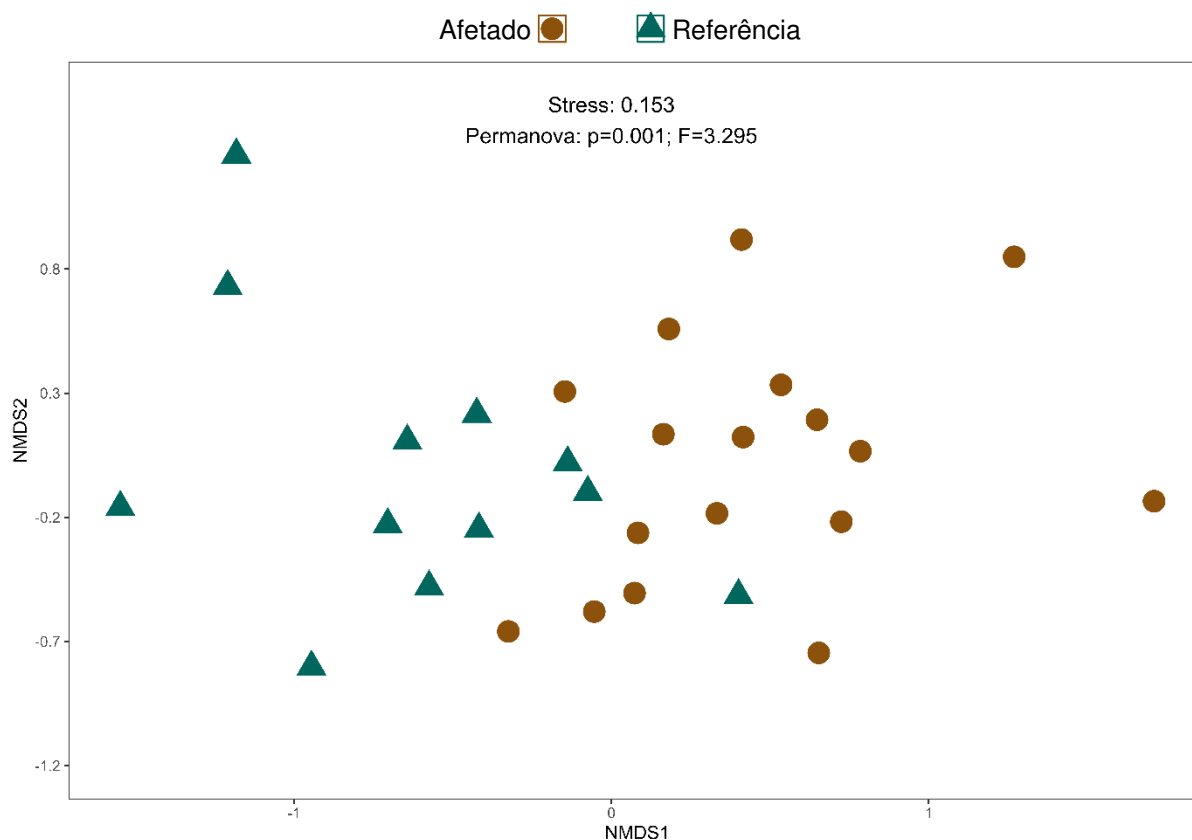


Figura 8 – Análise da composição de espécies de Scarabaeoidea (Coleoptera) coletados em áreas afetadas e áreas referência, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

A comparação dos índices de equitabilidade de Pielou mostra que nas áreas afetadas o índice foi de 0,899, enquanto nas áreas de referência foi de 0,892. Esses valores são muito próximos, indicando que a distribuição das espécies é quase igualmente uniforme em ambas as áreas. Assim, a equitabilidade das espécies nas áreas afetadas é praticamente igual à das áreas de referência, sugerindo que o impacto nas áreas afetadas não alterou significativamente a distribuição uniforme das espécies.

Quatro espécies foram indicadoras das áreas referência: *Trizogeniates sp.* (IndVal = 0.3114, $p = 0.036$), *Pseudoserica sp.* (IndVal = 0.6667, $p = < 0.001$), *Leiopsammodius aff. martinezi* (IndVal = 0.3333, $p = 0.021$) e *Ataenius sp.3* (IndVal = 0.4208, $p = 0.023$). Enquanto que nas áreas afetadas, houve uma espécie indicativa, *Geniates sp1* ($\chi^2_1 = 0.4395$, $p = 0.035$).

5. DISCUSSÃO

Seis anos após o desastre, os danos ambientais resultantes da passagem e deposição do rejeito continuam impactando negativamente os insetos da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte. Embora a abundância total de insetos não tenha apresentado diferenças significativas, observamos significativas reduções nas abundâncias e alterações na composição taxonômica de determinados grupos, demonstrando impactos negativos diferenciados entre diferentes ordens e famílias. Insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) foram mais afetados do que os insetos terrestres da superfamília Scarabaeioidea (Coleoptera), apresentando redução da abundância e alteração na composição das espécies. Além disso, essas alterações na composição revelaram a detecção de espécies indicadoras de áreas afetadas.

5.1 Abundância total

Nossos resultados mostram como, apesar da aparente semelhança na abundância total de insetos entre áreas afetadas *versus* referência, as abundâncias dentro de ordens de insetos já mostram fortes impactos da passagem dos rejeitos. Com a predominância das ordens Hymenoptera, Lepidoptera, Hemiptera e Mantodea,

que foram mais abundantes nas áreas afetadas. Essas ordens apresentam grupos generalistas, herbívoros, predadores e parasitoides (Rafael et al., 2024).

Esses táxons podem ter sido favorecidos após o desastre devido a condições ecológicas iniciais favoráveis, novas condições microclimáticas não ocupadas por outros grupos (Camargo et al., 2013), disponibilidade de recursos inacessíveis também a outros grupos (Hirao; Murakami; Kashizaki, 2008, 2009) e possíveis espécies oportunistas ou da ausência de competidores e predadores de topo (Andersen, 2019). Esses resultados corroboram com os estudos de Fugère; Kasangaki; Chapman (2016) e Hawkins et al. (2015), que demonstram maior abundância total de insetos em matas ciliares afetadas por atividades antrópicas. Destacam ainda a presença de ordens de insetos que se beneficiam da situação, cuja a variação depende das condições ecológicas, da magnitude do evento, do tipo e uniformidade das alterações ambientais ocorridas.

Enquanto que nas áreas referência, notamos uma maior abundância de grupos de insetos predominantemente aquáticos em suas fases juvenis, como Trichoptera, Diptera (algumas famílias), Ephemeroptera e Megaloptera. Isto revela como a passagem e acúmulo de rejeitos de mineração sobre o ambiente aquático afetou a entomofauna associada a vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte.

5.2 Riqueza e abundâncias das ordens de insetos

Das 28 ordens de insetos registradas para o Brasil (Rafael et al., 2024), mais de 70% (17) foram encontradas vegetação ripária aqui estudadas, revelando uma amplitude taxonômica deste estudo. Ao comparar a riqueza das ordens de insetos das áreas afetadas e referências, não encontramos diferenças. No entanto, observamos diferenças na abundância de algumas ordens, especialmente em táxons com estágios iniciais de desenvolvimento dependentes da água, os quais são sensíveis às mudanças físicas e químicas do ambiente aquático e do seu entorno (Paiva et al., 2020).

De acordo com Carmo et al. (2017) e Cordeiro et al. (2019), os recursos hídricos da bacia do Rio Gualaxo do Norte/Rio Doce sofreram alterações físicas e químicas devido à passagem e deposição dos rejeitos. Essas mudanças, ao comparar áreas afetadas com áreas de referência, podem ter criado condições desfavoráveis para o desenvolvimento dos estágios iniciais de insetos, como em ephemeroptera (Buss; Salles, 2007; Jacobus; Macadam; Sartori, 2019; Salles, 2006), megaloptera

(Rivera-Gasperín; Ardila-Camacho; Contreras-Ramos, 2019), diptera “grupos aquáticos” (Adler; Courtney, 2019) e trichoptera (Biasus et al., 2015; Santos et al., 2020), e contribuindo assim para a redução em áreas afetadas. Além disso, a perda estrutural de habitats na vegetação ripária também pode ter contribuído para a redução de embioptera (Lit; Lucañas, 2014), juntamente com diminuição dos recursos para dermaptera (Costa et al., 2007).

5.3 Riqueza, composição e abundância das famílias de insetos

De um total de 679 famílias de insetos registradas para o Brasil (Rafael et al., 2024), este estudo identificou 168 famílias (24,75%). Embora tenham sido encontradas famílias exclusivas em cada área, sugerindo diferenciação na composição, a comparação entre as áreas afetadas e de referência da vegetação ripária não mostrou diferenças significativas na riqueza de famílias.

As diferenças na abundância de certas famílias sugerem impactos da deposição de rejeitos ao comparar as áreas, com maior abundância nas áreas de referência e redução ou ausência nas áreas afetadas. Essa diferença pode ser atribuída às condições preservadas do rio na área referência, como preferências específicas dos estágios iniciais em relação ao substrato, a velocidade e estabilidade das condições físico-químicas da água para o desenvolvimento de famílias como leptohyphidae (Molineri, 2010), ceratopogonidae, chironomidae e limoniidae (Adler; Courtney, 2019).

Além disso, a presença de madeira em decomposição, detritos e serapilheira e área de remanso favorecem o desenvolvimento de caenidae (Salles, 2006), ptilodactylidae (Fernandes; Polizei; Casari, 2023; Shepard; Kundrata, 2023) e hydrophiliidae (Pérez-Bilbao; Calapez; Feio, 2014). Enquanto isso, a disponibilidade recursos favorecem o desenvolvimento de corydalidae (Rivera-Gasperín; Ardila-Camacho; Contreras-Ramos, 2019).

Ao comparar as duas áreas, observou-se uma situação semelhante em relação ao estado de conservação da vegetação ripária, ao trata-se do percentual do dossel. Na área de referência, a vegetação fornece recursos essenciais para delphacidae (Zhao et al., 2020) e forficulidae (Marucci et al., 2019; Pacheco et al., 2023). Além disso, condições estáveis do habitat, como umidade e sombreamento afetam o desenvolvimento de clusiidae (Lonsdale; Marshall, 2012) e sphaeroceridae (Tepedino, 2016), enquanto drosophilidae são sensíveis a mudanças nas condições

do habitat (Tidon, 2006). No entanto, é plausível inferir que a alteração da vegetação ripária pode ter levado à escassez de recursos e condições nas áreas afetadas, contribuindo para a diminuição da abundância de algumas famílias.

5.4 Abundância, composição, equitabilidade e espécies indicadoras Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e Scarabaeoidea (Coleoptera)

A abundância de insetos aquáticos de EPT nas áreas afetadas reduziu nas áreas afetadas, corroborando com os estudos de Nelson e Miller (2023) e Rivera-Pérez et al. (2023). As atividades de mineração e seus rejeitos tem impacto negativo na abundância do grupo, resultando em mudanças na abundância e composição de espécies. As alterações nos parâmetros físico-químicos da água após o rompimento da barragem de “Fundão” podem ser a causa dessa mudança, pois o desastre gerou variações abruptas nos parâmetros físico-químicos da água e do substrato, especialmente devido à presença de metais pesados (Costa et al., 2022).

Nas áreas de referência, observou-se uma interação positiva entre a abundância de EPT e a distância da margem do rio até a vegetação mais próxima. A presença da vegetação ripária exerce influência sobre a composição e abundância desse grupo de insetos, devido à dependência qualitativa desses grupos em relação a disponibilidade de recursos e condições favoráveis para desenvolvimento das fases imaturas (Adedapo et al., 2023; Estévez et al., 2020; Mendes; Kiffer; Moretti, 2017; Oester et al., 2023; Oliveira et al., 2020).

As mudanças na composição de insetos aquáticos (EPT) e terrestres (Scarabaeoidea), podem ter sido resultado das alterações nas condições abióticas ou mesmo da transição de espécies generalistas para especialistas ou sensíveis para resistentes, sem afetar a riqueza ou abundância (Cao et al., 2018; Luiza-Andrade et al., 2022). Este cenário é frequentemente observado em processos de restauração ambiental, dada ampla a gama de funções desempenhadas pelos insetos, tais mudanças podem afetar significativamente as funções ecológicas (Paiva et al., 2020; Pinto; Smith, 2023).

Na comparação da equitabilidade de EPT entre as áreas, a área afetada exibiu uma distribuição mais uniforme em contraste com a área de referência. A baixa equitabilidade nas áreas de referência é atribuída à abundância significativa das espécies *Traverhyphes (Traverhyphes) indicator* e *Smicridea (Rhyacophylax) necator*, que juntas contribuíram com 81,74% de toda abundância nas áreas referência, sen-

do consideradas dominantes. Essa descoberta está alinhada com Ferreira; Araujo; Virgilio (2021), mas contrasta com o argumento apresentado por Camargo; Souza; Buranello (2019), que destacam a homogeneidade na distribuição das espécies são esperados em ambientes preservados.

A presença de espécies indicadoras em ambas as áreas fornece insights valiosos sobre a resposta da comunidade de insetos a deposição de rejeito. Esses táxons oferecem um sinal confiável do estresse causado pelo rejeito, destacando-se como um passo inicial valioso para o desenvolvimento de ferramentas específicas de avaliação de impactos ambientais (Costas et al., 2018).

Nossos dados são os únicos, que seja de nosso conhecimento, que comparam regiões impactadas e referência com a mesma ordem de rio: aqui estudamos os efeitos do desastre sobre a entomofauna da vegetação ripária de um mesmo afluente do Rio Doce, o Rio Gualaxo do Norte, contrastando sua porção anterior ao deságue do rejeito, com suas porções impactadas. Se, por um lado, com nossa abordagem sacrificamos o acesso à heterogeneidade espacial ao longo da bacia do Rio Doce, por outro homogeneizamos as áreas amostradas, ao mantê-las próximas e comparáveis, o que é uma forma de elevar nossa capacidade de detecção de eventuais efeitos sutis.

Reforçamos a necessidade contínua do monitoramento e aprofundamento nas investigações para compreender melhor os efeitos do rompimento da barragem de Fundão/Samarco sobre a biota local e o funcionamento dos ecossistemas. É importante reconhecer as limitações do estudo, como a possibilidade das variações sazonais favoráveis ou desfavoráveis a diferentes táxons, a utilização de apenas um método de coleta e a dificuldade em identificar algumas famílias. Além disso, a continuidade do monitoramento é essencial para identificar mudanças a longo prazo. Futuras pesquisas podem se aprofundar na interação entre diferentes fatores ambientais e explorar as relações tróficas na comunidade de insetos.

6. CONCLUSÃO

O rompimento da barragem de Fundão/Samarco exerce impactos persistentes em diferentes grupos de insetos da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana/MG, mesmo decorridos seis anos da passagem do rejeito. Embora a abundância e riqueza de ordens e famílias tenham sido semelhantes, entre áreas afetadas e referência, houve mudanças na composição taxonômica das espécies de insetos aquáticos EPT e terrestres de Scarabaeoidea: enquanto a abundância de insetos aquáticos é menor em áreas afetadas, a abundância de alguns táxons terrestres é maior nas áreas afetadas.

A menor abundância de EPT nas áreas afetadas, sugere impactos persistentes e negativos decorrentes do rejeito de minério. A interação entre a abundância de EPT e a distância da margem do rio, é particularmente reveladora. Nas áreas afetadas a passagem dos rejeitos extirpou a vegetação ripária próxima ao rio, o que pode ser um dos fatores determinantes das baixas abundâncias de EPT nas áreas afetadas, para além da degradação no ambiente aquático.

A presença de espécies indicadoras em ambas as áreas fornece *insights* valiosos sobre a resposta da comunidade de insetos à presença de rejeito.

Em suma, os resultados detalhados deste estudo indicam que, embora alguns táxons de insetos demonstrem forte resiliência, insetos aquáticos ainda exibem impactos negativos persistentes, causados tanto pela degradação do ambiente aquático pela passagem dos rejeitos, quanto pela extirpação da vegetação ripária próxima ao rio.

Assim, concluímos que a restauração ecológica da entomofauna de matas ciliares na Bacia do Rio Doce tem que incluir não só a recuperação do ambiente aquático quanto a regeneração de vegetação ripária próxima aos rios.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT, J. C.; ABBOTT, K. K. **Insects of North America**. New Jersey: Princeton University Press, 2023. v. 1
- ACHURY, R. et al. Forest gaps increase true bug diversity by recruiting open land species. **Oecologia**, v. 202, n. 2, p. 299–312, jun. 2023.
- ADEDAPO, A. M. et al. Using macroinvertebrate functional traits to reveal ecological conditions of two streams in Southwest Nigeria—a case study. **Aquatic Ecology**, v. 57, n. 2, p. 281–297, jun. 2023.
- ADLER, P.; COURTNEY, G. Ecological and Societal Services of Aquatic Diptera. **Insects**, v. 10, n. 3, p. 70, 14 mar. 2019.
- AIRES, U. R. V. et al. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63–70, jan. 2018.
- ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350–362, mar. 2019.
- ARAÚJO, M. F. A. et al. Vulnerability of Phyllocycla Species (Odonata: Gomphidae) to Current and Planned Anthropic Activities by the Brazilian Government. **Neotropical Entomology**, v. 49, n. 1, p. 24–32, fev. 2020.
- ARNETT, R. H.; THOMAS, M. C. (EDS.). **American beetles** Archostemata, Myxophaga, Adephaga, Polyphaga: Staphyliniformia. Boca Raton, Flórida: CRC Press, 2001. v. 1
- AZEVEDO, F. R. D. et al. Composição da entomofauna da Floresta Nacional do Araripe em diferentes vegetações e estações do ano. **Revista Ceres**, v. 58, n. 6, p. 740–748, dez. 2011.
- BIASUS, C. et al. Catalase activity in Smicridea McLachlan, 1871 (Insecta, Trichoptera) collected from natural and altered/impacted streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 2, p. 160–164, jun. 2015.
- BUSS, D. F.; SALLES, F. F. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 130, n. 1–3, p. 365, jul. 2007.
- CAMARGO, P. R. D. S.; SOUZA, F. D.; BURANELLO, P. A. D. A. Influência de impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados na bacia do baixo Rio Grande. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 643, 14 maio 2019.
- CAMARGO, R. D. S. et al. Influência do ambiente no desenvolvimento de colônias iniciais de formigas cortadeiras (*Atta sexdens rubropilosa*). **Ciência Rural**, v. 43, n. 8, p. 1375–1380, ago. 2013.

CAO, X. et al. Loss of biodiversity alters ecosystem function in freshwater streams: potential evidence from benthic macroinvertebrates. **Ecosphere**, v. 9, n. 10, p. e02445, out. 2018.

CARMO, F. F. D. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, jul. 2017.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, maio 2011.

CORDEIRO, M. C. et al. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 1209–1217, mar. 2019.

COSTA, N. P. et al. Influência do nim na biologia do predador *Euborellia annulipes* e estudo de parâmetros para sua criação massal. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 2, 2007.

COSTA, P. G. et al. Temporal and spatial variations in metals and arsenic contamination in water, sediment and biota of freshwater, marine and coastal environments after the Fundão dam failure. **Science of The Total Environment**, v. 806, p. 151340, 1 fev. 2022.

COSTAS, N. et al. Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 207–218, 1 out. 2018.

DAHLSJÖ, C. A. L.; EGGLETON, P.; KITCHING, R. Tropical terrestrial invertebrates—Where to from here? **Biotropica**, v. 52, n. 2, p. 392–395, mar. 2020.

DALA-CORTE, R. B. et al. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1391–1402, jul. 2020.

DOMÍNGUEZ, E. et al. **Ephemeroptera of South America**. Sofia: Pensoft, 2006. v. 2

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos**: sistemática y biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo, 2009.

DUARTE, R. C.; FLORES, A. A. V.; STEVENS, M. Camouflage through colour change: mechanisms, adaptive value and ecological significance. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1724, p. 20160342, 5 jul. 2017.

ERENLER, H. E.; GILLMAN, M. P.; OLLERTON, J. Impact of extreme events on pollinator assemblages. **Current Opinion in Insect Science**, v. 38, p. 34–39, abr. 2020.

ESTÉVEZ, E. et al. Effects of changes in food resources due to variations in forest cover on stream macroinvertebrate community size structure. **Aquatic Sciences**, v. 82, n. 2, p. 40, abr. 2020.

EVANS, A. V. **Beetles of western North America**. Princeton: Princeton University Press, 2021.

FERNANDES, A. S.; POLIZEI, T. T. S.; CASARI, S. A. New species and immatures of the semiaquatic genus *Anchytarsus* Guérin-Méneville, 1843 from Central Brazil (Coleoptera: Dryopoidea: Ptilodactylidae). **Biologia**, v. 78, n. 12, p. 3441–3461, 27 jul. 2023.

FERNÁNDEZ, F.; SHARKEY, M. J. **Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical**. Bogotá: Sociedad Colombiana de Entomología, 2006.

FERREIRA, H. L. M. D. S.; ARAUJO, M. L. D.; VIRGILIO, L. R. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of campinarana's streams of the Vale do Juruá microregion. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**, v. 8, n. 2, p. 254–263, 2021.

FOESCH, M. D. S. et al. River Water Contamination Resulting from the Mariana Disaster, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 4, p. e20180132, 2020.

FRANÇA, J. M. D. S. et al. Entomofauna bioindicadora da qualidade ambiental e suas respostas a sazonalidade e atratividade. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, p. 03–16, 2014.

FUGÈRE, V.; KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L. J. Land use changes in an afro-tropical biodiversity hotspot affect stream alpha and beta diversity. **Ecosphere**, v. 7, n. 6, p. e01355, jun. 2016.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora INPA, 2014.

HAMADA, N.; THORP, J. H.; ROGERS, D. C. (EDS.). **Keys to Neotropical Hexapoda**. 4. ed. London, United Kingdom: Elsevier/Academic Press, 2018. v. III

HAWKINS, C. P. et al. Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 4, p. 483–494, abr. 2015.

HIRAO, T.; MURAKAMI, M.; KASHIZAKI, A. Effects of mobility on daily attraction to light traps: comparison between lepidopteran and coleopteran communities. **Insect Conservation and Diversity**, v. 1, n. 1, p. 32–39, fev. 2008.

HIRAO, T.; MURAKAMI, M.; KASHIZAKI, A. Importance of the understory stratum to entomofaunal diversity in a temperate deciduous forest. **Ecological Research**, v. 24, n. 2, p. 263–272, mar. 2009.

JACOBUS, L. M.; MACADAM, C. R.; SARTORI, M. Mayflies (Ephemeroptera) and Their Contributions to Ecosystem Services. **Insects**, v. 10, n. 6, p. 170, 14 jun. 2019.

- KIRK-SPRIGGS, A. H.; SINCLAIR, B. J. **Manual of Afrotropical Diptera:** Introductory chapters and keys to Diptera families. Pretoria, South Africa: South African National Biodiversity Institute, 2017a. v. 1
- KIRK-SPRIGGS, A. H.; SINCLAIR, B. J. **Manual of Afrotropical Diptera:** Nematocerous Diptera and lower Brachycera. Pretoria: South African National Biodiversity Institute, 2017b. v. 2
- KIRK-SPRIGGS, A. H.; SINCLAIR, B. J. **Manual of Afrotropical Diptera:** Brachycera–Cyclorrhapha, excluding Calyptratae. Pretoria: South African National Biodiversity Institute, 2021. v. 3
- LAWRENCE, J. F.; SLIPINSKI, A. **Australian Beetles:** Morphology, Classification and Keys. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing, 2013. v. 1
- LESCHEN, R. A. B.; BEUTEL, R. G.; LAWRENCE, J. F. (EDS.). **Coleoptera, beetles:** Morphology and Systematics (Elateroidea, Bostrichiformia, Cucujiformia partim). Berlin, Germany: Walter de Gruyter, 2010. v. 2
- LIT, I. L.; LUCAÑAS, C. C. Arewebspinners (Embioptera) really rare in the Philippines?: Preliminary answers from taxonomic account and review of previous terrestrial arthropod surveys. 2014.
- LONSDALE, O.; MARSHALL, S. A. Sobarocephala (Diptera: Clusiidae: Sobarocesphalinae)—Subgeneric classification and Revision of the New World species. **Zootaxa**, v. 3370, n. 1, p. 1, 4 jul. 2012.
- LUIZA-ANDRADE, A. et al. Niche breadth and habitat preference of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (Insecta) in streams in the Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 19, p. 4287–4306, nov. 2022.
- MANGELS, J. et al. Diversity and trait composition of moths respond to land-use intensification in grasslands: generalists replace specialists. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 14, p. 3385–3405, dez. 2017.
- MARUCCI, R. C. et al. Pollen as a component of the diet of *Doru luteipes* (Scudder, 1876) (Dermaptera: Forficulidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 4, p. 584–588, nov. 2019.
- MENDES, F.; KIFFER, W. P.; MORETTI, M. S. Structural and functional composition of invertebrate communities associated with leaf patches in forest streams: a comparison between mesohabitats and catchments. **Hydrobiologia**, v. 800, n. 1, p. 115–127, out. 2017.
- MOLINERI, C. Las especies de Leptohiphidae (Ephemeroptera) de las yungas de Argentina y Bolivia: diagnosis, distribución y claves. **Rev. Soc. Entomol. Argent.**, v. 69, n. 3–4, p. 233–252, 2010.
- NELSON, D.; MILLER, S. W. Longitudinal patterns of diversity and secondary production in a large regulated river. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 7, p. 1601–1617, abr. 2023.

OESTER, R. et al. Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation.

Hydrobiologia, v. 850, n. 15, p. 3359–3374, set. 2023.

OLIVEIRA, P. C. D. R. et al. Responses of macroinvertebrate communities to land use specific sediment food and habitat characteristics in lowland streams.

Science of The Total Environment, v. 703, p. 135060, fev. 2020.

PACHECO, R. C. et al. How omnivory affects the survival and choices of earwig *Doru luteipes* (Scudder) (Dermaptera: Forficulidae)? **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, p. e243890, 2023.

PAIVA, I. G. et al. Differences in the insect fauna associated to a monocultural pasture and a silvopasture in Southeastern Brazil. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 12112, 21 jul. 2020.

PEREDO ARCE, A. et al. Has riparian woody vegetation a positive effect on dispersal and distribution of mayfly, stonefly and caddisfly species? **Science of The Total Environment**, v. 879, p. 163137, jun. 2023.

PÉREZ-BILBAO, A.; CALAPEZ, A. R.; FEIO, M. J. Aquatic Coleoptera distribution patterns and their environmental drivers in central Portugal, Iberian Peninsula. **Limnologia**, v. 46, p. 45–57, mar. 2014.

PHILLIPS, D. M. **Insects of North America**: a field guide. Guilford, Connecticut, EUA: FalconGuides, 2019.

PINTO, T. J. D. S.; SMITH, W. S. Impacts of sedimentation and dam failure on the macroinvertebrate community in a tropical stream. **Limnetica**, v. 42, n. 1, p. 1, jan. 2023.

POPESCU, C. et al. Riparian Vegetation Structure Influences Terrestrial Invertebrate Communities in an Agricultural Landscape. **Water**, v. 13, n. 2, p. 188, 14 jan. 2021.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2023. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>

RAFAEL, J. A. et al. **Insetos do Brasil**: Diversidade e Taxonomia. 1. ed. Ribeirão Preto, SP: Holos Editora, 2012.

RAFAEL, J. A. et al. **Insetos do Brasil**: Diversidade e Taxonomia. 2. ed. Manaus: Editora INPA, 2024.

RICHARD, E. et al. Influence of Fundão Tailings Dam Breach on Water Quality in the Doce River Watershed. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 583–595, set. 2020.

RIVERA-GASPERÍN, S.; ARDILA-CAMACHO, A.; CONTRERAS-RAMOS, A. Bionomics and Ecological Services of Megaloptera Larvae (Dobsonflies, Fishflies, Alderflies). **Insects**, v. 10, n. 4, p. 86, 27 mar. 2019.

RIVERA-PÉREZ, J. M. et al. Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their environmental specificity. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 3, p. 645–664, fev. 2023.

SALLES, F. F. **A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta):** Taxonomia e Diversidade. Tese (Doutorado em Entomologia)—Viçosa - MG: Universidade Federal de Viçosa, 2006.

SANTOS, A. P. M. et al. Taxonomic Catalog of the Brazilian Fauna: order Trichoptera (Insecta), diversity and distribution. **Zoologia**, v. 37, p. 1–13, 17 set. 2020.

SANTOS, O. S. H. et al. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 439–449, mar. 2019.

SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, nov. 2016.

SHEPARD, W. D.; KUNDRATA, R. A Review of *Araeopidius monachus* (LeConte, 1874) (Coleoptera: Dryopoidea: Ptilodactylidae), with Main Emphasis on Its Biology and Ecology. **Diversity**, v. 15, n. 2, p. 131, 18 jan. 2023.

STORK, N. E. How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? **Annual Review of Entomology**, v. 63, n. 1, p. 31–45, 7 jan. 2018.

STORK, N. E.; STONE, M.; SAM, L. Vertical stratification of beetles in tropical rainforests as sampled by light traps in North Queensland, Australia: Stratification of Beetles in Rainforests. **Austral Ecology**, v. 41, n. 2, p. 168–178, abr. 2016.

TEPEDINO, K. P. Family Sphaeroceridae. **Zootaxa**, v. 4122, n. 1, 14 jun. 2016.

TIDON, R. Relationships between drosophilids (Diptera, Drosophilidae) and the environment in two contrasting tropical vegetations. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 87, n. 2, p. 233–247, 13 fev. 2006.

VAN KLINK, R. et al. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. **Science**, v. 368, n. 6489, p. 417–420, 24 abr. 2020.

ZHAO, Z. et al. Determinants of Delphacidae richness and endemism in China. **Ecological Entomology**, v. 45, n. 6, p. 1396–1407, dez. 2020.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Coordenadas geográficas e data de coleta para cada unidade amostral em áreas afetadas (n=9) ou referência (n=7), em vegetação ripária do rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil. Em cada unidade amostral, foram instaladas duas armadilhas. As três armadilhas em **vermelho** tiveram que ser descartadas devido a mal funcionamento.

Distúrbio	Unidade amostral	Armadilha	Coordenadas Geográficas	Data
Referência	1	1A	20°16'49.04" S 43°28'05.61"O	27.iii.2022
		1B	20°16'49.04" S 43°28'05.61"O	27.iii.2022
	2	2A	20°17'03.60" S 43°27'43.86"O	27.iii.2022
		2B	20°17'03.60" S 43°27'43.86"O	27.iii.2022
	3	3A	20°17'03.67"S 43°27'12.02"O	28.iii.2022
		3B	20°17'03.67"S 43°27'12.02"O	27.iii.2022
	4	4A	20°16'51.31"S 43°26'45.95"O	27.iii.2022
		4B	20°16'51.31"S 43°26'45.95"O	27.iii.2022
	5	5A	20°16'38.64"S 43°26'20.04"O	30.iii.2022
		5B	20°16'38.64"S 43°26'20.04"O	30.iii.2022
	6	6A	20°16'33.75"S 43°25'58.40"O	30.iii.2022
		6B	20°16'33.75"S 43°25'58.40"O	30.iii.2022
	7	7A	20°16'28.77"S 43°25'29.74"O	30.iii.2022
		7B	20°16'28.77"S 43°25'29.74"O	30.iii.2022
Afetado	8	8A	20°16'06.55"S 43°25'23.06"O	30.iii.2022
		8B	20°16'06.55"S 43°25'23.06"O	30.iii.2022
	11	11A	20°14'48.87"S 43°22'37.38"O	26.iii.2022
		11B	20°14'48.87"S 43°22'37.38"O	26.iii.2022
	12	12A	20°15'09.81"S 43°22'24.56"O	26.iii.2022
		12B	20°15'09.81"S 43°22'24.56"O	26.iii.2022
	13	13A	20°15'17.36"S 43°21'56.99"O	26.iii.2022
		13B	20°15'17.36"S 43°21'56.99"O	27.iii.2022
	14	14A	20°15'31.36"S 43°21'38.33"O	26.iii.2022
		14B	20°15'31.36"S 43°21'38.33"O	26.iii.2022
	15	15A	20°15'07.02"S 43°21'15.55"O	29.iii.2022
		15B	20°15'07.02"S 43°21'15.55"O	29.iii.2022
	16	16A	20°14'52.00"S 43°20'55.66"O	29.iii.2022
		16B	20°14'52.00"S 43°20'55.66"O	29.iii.2022
	17	17A	20°14'26.23"S 43°20'37.13"O	29.iii.2022
		17B	20°14'26.23"S 43°20'37.13"O	29.iii.2022
	18	18A	20°14'21.61"S 43°20'06.91"O	29.iii.2022
		18B	20°14'21.61"S 43°20'06.91"O	29.iii.2022

Apêndice 2 – Efeitos da passagem do rejeito (Distúrbio), das covariáveis Distância do rio, Cobertura de dossel e suas interações com a passagem do rejeito, sobre a abundância de insetos, em modelos lineares generalizados mistos (GLMM) independentes para cada Variável resposta. Em **negrito** os resultados significativos. Modelos estatísticos não aplicados estão representados por “-”.

Variável resposta	Distúrbio		Distância do rio		Cobertura de dossel		Distância x Distúrbio		Dossel x Distúrbio	
	χ^2_1	p	χ^2_1	p	χ^2_1	p	χ^2_1	p	χ^2_1	p
Abundância geral	0.451	0.502	0.315	0.575	1.029	0.310	-	-	-	-
Riqueza de ordens	0.435	0.509	0.018	0.892	0.049	0.824	-	-	-	-
Riqueza de famílias	0.182	0.670	0.003	0.954	0.443	0.506	-	-	-	-
Abundância de EPT	-	-	-	-	2,865	0,090	218,31	<0,001	0,584	0,444
Abundância de Scarabaeoidea	0,200	0,654	0,247	0,618	0,625	0,429	0,583	0,444	1,408	0,235

Apêndice 3 – Comparação entre áreas afetadas e áreas não afetadas diretamente pelo rejeito (**Distúrbio**) e das covariáveis **Distância do rio** e **Cobertura de dossel**, sobre a abundância de insetos, em modelos lineares generalizados mistos (GLMM), independentes para cada categoria taxonômica (Táxon). Os resultados significativos, em **marrom** quando a abundância foi maior nas áreas **afetadas**, em **verde** nas áreas **referência**, em **azul** quando houve influência da covariável **distância do rio**, e em **roxo** quando houve influência da covariável **cobertura de dossel**. Táxons presentes, porém, com abundância insuficiente para ajustar modelos estatísticos, estão representados por “-”.

Táxon	Distúrbio		Distância do rio		Cobertura de dossel	
	χ^2_1	p	χ^2_1	p	χ^2_1	p
Hymenoptera	7.578	0.005	0.776	0.378	0.541	0.462
Formicidae	7.751	0.005	0.865	0.352	0.383	0.536
Braconidae	6.293	0.012	0.056	0.812	0.069	0.791
Bethylidae	0.650	0.419	1.408	0.235	1.366	0.242
Scelionidae	0.555	0.456	4.862	0.027	1.007	0.315
Platygastridae	0.455	0.499	0.006	0.937	0.034	0.853
Diapriidae	0.338	0.560	2.124	0.145	0.264	0.607
Ichneumonidae	0.993	0.319	0.600	0.438	2.332	0.126
Figitidae	0.338	0.561	0.179	0.671	0.722	0.395
Vespidae	2.240	0.134	2.097	0.147	0.012	0.909
Torymidae	0.002	0.961	1.746	0.186	0.535	0.464
Encyrtidae	0.186	0.665	3.656	0.055	1.632	0.201
Eulophidae	5.962	0.114	10.443	0.001	2.656	0.103
Mymaridae	0.544	0.460	1.290	0.256	0.654	0.418
Crabronidae	0.414	0.519	0.288	0.591	0.118	0.730
Eupelmidae	-	-	-	-	-	-
Aphelinidae	-	-	-	-	-	-
Pteromalidae	-	-	-	-	-	-
Apidae	-	-	-	-	-	-
Embolemidae	-	-	-	-	-	-
Eucharitidae	-	-	-	-	-	-
Pompilidae	-	-	-	-	-	-
Proctotrupidae	-	-	-	-	-	-

Eurytomidae	-	-	-	-	-	-
Mutillidae	-	-	-	-	-	-
Trichogrammatidae	-	-	-	-	-	-
Trichoptera	0.389	0.532	19.007	<0.001	1.997	0.157
Hydroptilidae	0.030	0.863	9.136	0.003	0.955	0.328
Hydropsychidae	3.624	0.057	19.355	<0.001	2.545	0.111
Polycentropodidae	0.206	0.650	1.394	0.238	1.511	0.219
Philopotamidae	3.671	0.055	0.178	0.673	1.291	0.256
Helicopsychidae	17.625	<0.001	1.540	0.215	6.080	0.014
Leptoceridae	0.013	0.910	0.226	0.634	1.715	0.190
Glossosomatidae	4.456	0.035	0.147	0.702	2.004	0.157
Calamoceratidae	-	-	-	-	-	-
Ecnomidae	-	-	-	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	-
Diptera	6.353	0.012	4.968	0.023	0.808	0.368
Chironomidae	3.948	0.047	10.771	0.001	0.351	0.553
Ceratopogonidae	13.188	<0.001	8.145	0.004	8.388	0.004
Cecidomyiidae	13.025	<0.001	1.126	0.289	1.435	0.231
Sciaridae	3.643	0.056	2.885	0.089	0.771	0.380
Limoniidae	4.905	0.027	0.274	0.601	0.013	0.910
Phoridae	6.079	0.014	0.000	0.993	2.100	0.147
Simuliidae	0.486	0.486	0.662	0.416	1.322	0.250
Chaoboridae	6.457	0.011	0.071	0.790	0.061	0.804
Psychodidae	0.279	0.597	0.162	0.688	0.015	0.901
Culicidae	3.183	0.074	2.222	0.136	1.429	0.232
Clusiidae	5.477	0.019	2.214	0.137	1.664	0.197
Drosophilidae	3.942	0.047	1.374	0.241	3.040	0.081
Sphaeroceridae	3.815	0.046	0.707	0.400	2.001	0.157
Bibionidae	-	-	-	-	-	-
Mycetophilidae	-	-	-	-	-	-
Hybotidae	-	-	-	-	-	-
Tachinidae	-	-	-	-	-	-
Dolichopodidae	-	-	-	-	-	-

Scatopsidae	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	-	-	-	-	-	-
Chloropidae	-	-	-	-	-	-
Muscidae	-	-	-	-	-	-
Fanniidae	-	-	-	-	-	-
Asilidae	-	-	-	-	-	-
Empididae	-	-	-	-	-	-
Sarcophagidae	-	-	-	-	-	-
Syrphidae	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera	26.491	<0.001	0.345	0.556	0.530	0.466
Hemiptera	4.873	0.027	27.043	<0.001	4.515	0.033
Cicadellidae	2.571	0.109	3.257	0.071	0.476	0.490
Lygaeidae	6.011	0.014	11.048	0.001	4.074	0.044
Miridae	0.310	0.578	0.015	0.904	1.162	0.281
Delphacidae	5.362	0.021	1.792	0.181	0.176	0.675
Achilidae	4.676	0.031	0.206	0.650	3.440	0.064
Hebridae	0.119	0.730	2.205	0.138	0.153	0.696
Cydidae	0.105	0.745	3.400	0.065	0.362	0.547
Cixiidae	3.981	0.046	1.115	0.291	3.142	0.076
Reduviidae	2.308	0.129	0.261	0.609	2.528	0.112
Derbidae	0.094	0.759	0.160	0.689	0.783	0.376
Pentatomidae	4.173	0.041	0.759	0.384	0.741	0.390
Psyllidae	2.349	0.125	0.386	0.534	0.602	0.438
Cicadidae	0.244	0.622	0.789	0.374	0.000	0.997
Fulgoridae	0.133	0.716	0.790	0.374	0.528	0.467
Corixidae	0.600	0.439	0.425	0.514	2.386	0.122
Flatidae	4.411	0.036	1.240	0.266	0.731	0.393
Membracidae	1.194	0.275	0.221	0.638	6.627	0.010
Cercopidae	-	-	-	-	-	-
Dictyopharidae	-	-	-	-	-	-
Nogodinidae	-	-	-	-	-	-
Acanaloniidae	-	-	-	-	-	-

Aetalionidae	-	-	-	-	-	-
Alydidae	-	-	-	-	-	-
Hydrometridae	-	-	-	-	-	-
Nabidae	-	-	-	-	-	-
Scutelleridae	-	-	-	-	-	-
Coleoptera	0.004	0.952	0.413	0.520	2.505	0.113
Staphylinidae	0.141	0.707	0.019	0.892	1.311	0.252
Curculionidae	0.078	0.780	0.073	0.788	0.694	0.405
Ptilodactylidae	6.880	0.009	4.836	0.028	3.668	0.055
Hydrophilidae	11.586	0.001	0.234	0.629	0.148	0.700
Carabidae	5.780	0.016	0.306	0.580	0.141	0.707
Latridiidae	5.989	0.014	3.163	0.075	0.012	0.911
Dytiscidae	6.512	0.011	1.695	0.193	0.348	0.555
Melolonthidae	0.827	0.363	0.050	0.823	1.450	0.229
Scarabaeidae	0.445	0.505	0.959	0.327	1.515	0.218
Elmidae	1.125	0.289	0.111	0.739	0.426	0.514
Chrysomelidae	0.693	0.405	3.818	0.051	0.622	0.430
Elateridae	2.439	0.118	0.203	0.652	4.508	0.034
Limnichidae	0.518	0.472	0.886	0.347	1.241	0.265
Aderidae	4.163	0.041	2.421	0.120	1.681	0.195
Corylophidae	9.821	0.002	8.279	0.004	6.559	0.010
Phalacridae	7.246	0.007	0.367	0.544	0.964	0.326
Tenebrionidae	25.496	<0.001	6.759	0.009	1.724	0.189
Lycidae	0.648	0.421	2.868	0.090	0.260	0.610
Silvanidae	0.848	0.357	1.547	0.214	2.845	0.092
Scirtidae	3.301	0.069	0.045	0.832	0.008	0.929
Laemophloeidae	0.266	0.606	3.432	0.064	4.987	0.026
Phengodidae	4.931	0.026	0.340	0.560	0.114	0.736
Cerambycidae	1.583	0.208	0.494	0.482	0.312	0.577
Scraptiidae	0.206	0.650	0.013	0.908	0.763	0.383
Heteroceridae	0.050	0.823	6.408	0.011	1.409	0.235
Trogossitidae	0.421	0.516	1.327	0.249	3.178	0.075
Ptiliidae	0.239	0.625	0.608	0.436	0.352	0.553

Cantharidae	0.102	0.749	0.968	0.325	0.021	0.886
Anthicidae	-	-	-	-	-	-
Eucnemidae	-	-	-	-	-	-
Erotylidae	-	-	-	-	-	-
Mycetophagidae	-	-	-	-	-	-
Lutrochidae	-	-	-	-	-	-
Leiodidae	-	-	-	-	-	-
Noteridae	-	-	-	-	-	-
Ptinidae	-	-	-	-	-	-
Throscidae	-	-	-	-	-	-
Bostrichidae	-	-	-	-	-	-
Cryptophagidae	-	-	-	-	-	-
Bothrideridae	-	-	-	-	-	-
Oedemeridae	-	-	-	-	-	-
Passandridae	-	-	-	-	-	-
Cleridae	-	-	-	-	-	-
Endomychidae	-	-	-	-	-	-
Hydrochidae	-	-	-	-	-	-
Silphidae	-	-	-	-	-	-
Coccinellidae	-	-	-	-	-	-
Geotrupidae	-	-	-	-	-	-
Gyrinidae	-	-	-	-	-	-
Lampyridae	-	-	-	-	-	-
Lymexylidae	-	-	-	-	-	-
Melandryidae	-	-	-	-	-	-
Mordellidae	-	-	-	-	-	-
Mycteridae	-	-	-	-	-	-
Zopheridae	-	-	-	-	-	-
Ephemeroptera	24.781	<0.001	2.772	0.095	4.134	0.042
Leptohyphidae	21.311	<0.001	13.176	<0.001	5.213	0.022
Polymitarciidae	2.301	0.129	0.027	0.870	0.220	0.639
Leptophlebiidae	0.909	0.340	5.883	0.015	0.179	0.672
Baetidae	1.667	0.197	1.559	0.212	0.337	0.562

Caenidae	6.663	0.010	1.617	0.204	0.284	0.594
Psocoptera	2.152	0.142	4.309	0.037	0.931	0.334
Megaloptera	9.334	0.002	2.926	0.087	0.800	0.371
Corydalidae	9.334	0.002	2.926	0.087	0.800	0.371
Blattaria	0.164	0.685	0.472	0.492	0.019	0.889
Ectobiidae	0.986	0.321	0.001	0.981	0.303	0.582
Anaplectidae	0.027	0.868	0.368	0.544	0.301	0.583
Corydiidae	-	-	-	-	-	-
Blaberidae	-	-	-	-	-	-
Orthoptera	0.401	0.526	2.820	0.093	1.208	0.272
Trigonidiidae	0.642	0.423	3.200	0.074	4.674	0.031
Gryllidae	0.248	0.618	0.650	0.420	0.613	0.434
Tettigoniidae	-	-	-	-	-	-
Tridactylidae	-	-	-	-	-	-
Gryllotalpidae	-	-	-	-	-	-
Plecoptera	0.002	0.962	1.908	0.167	2.042	0.153
Perlidae	0.087	0.768	2.288	0.130	1.916	0.166
Gripopterygidae	-	-	-	-	-	-
Dermaptera	6.209	0.012	5.061	0.024	1.157	0.281
Forficulidae	6.209	0.012	5.061	0.024	1.157	0.281
Mantodea	6.514	0.011	0.264	0.608	7.411	0.006
Thespidae	4.275	0.039	0.021	0.884	2.257	0.133
Mantidae	-	-	-	-	-	-
Embioptera	3.987	0.046	0.006	0.937	0.217	0.642
Teratembiiidae	3.987	0.046	0.006	0.937	0.217	0.642
Neuroptera	0.398	0.527	0.007	0.934	0.069	0.792
Myrmeleontidae	-	-	-	-	-	-
Chrysopidae	-	-	-	-	-	-
Strepsiptera	0.645	0.422	0.459	0.498	0.923	0.337
Stylopidae	0.645	0.422	0.459	0.498	0.923	0.337

Apêndice 4 – Lista de espécies de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados em áreas referência e áreas afetadas, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

EPHEMEROPTERA Hyatt & Arms, 1890	REFERÊNCIA	AFETADO	TOTAL
Leptohyphidae Edmunds & Traver, 1954			
<i>Traverhyphes (Traverhyphes) indicator</i> (Needham & Murphy, 1924)	1.085	68	1153
<i>Tricorythodes sp.</i>	9	10	19
Polymitarcyidae Banks, 1900			
<i>Campsurus truncatus</i> Ulmer, 1920	21	66	87
Leptophlebiidae Banks, 1900			
<i>Farrodes carioca</i> Domínguez, Molineri & Peters, 1996	54	52	106
<i>Ulmeritoides tamoio</i> Souto, Da-Silva, Nessimian & Gonçalves, 2016	2	2	4
Baetidae Leach, 1815			
<i>Americabaetis alphas</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996	94	55	149
<i>Baetodes sp.</i>	2	0	2
<i>Paracloeodes sp.</i>	0	4	4
<i>Cryptonympha sp.</i>	0	3	3
<i>Apobaetis irai</i> De Lima, Massariol, Cruz & Hamada, 2022	0	3	3
<i>Waltzoyphius fasciatus</i> McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995	0	2	2
Caenidae Newman, 1853			

<i>Caenis sp.</i>	14	0	14
PLECOPTERA Burmeister, 1839			
Perlidae Latreille, 1802			
<i>Anacroneuria cf. flintorum</i> Froehlich, 2002	0	1	1
<i>Anacroneuria itatiaiensis</i> Baldin, Bispo & Novaes, 2013	5	7	12
<i>Anacroneuria sp.</i>	3	3	6
<i>Kempnyia sp.</i>	2	1	3
Gripopterygidae Enderlein, 1909			
<i>Paragripopteryx intervalensis</i> Bispo & Lecci, 2012	2	0	1
TRICHOPTERA Kirby, 1813			
Philopotamidae Stephens, 1829			
<i>Alterosa truncata</i> Blahnik, 2005	6	0	6
<i>Chimarra (Chimarrita) latiforceps</i> Blahnik & Holzenthal, 2012	4	10	14
<i>Chimarra (Chimarrita) sp.</i>	1	6	7
<i>Chimarra (Chimarrita) camella</i> Blahnik, 1997	0	2	2
<i>Chimarra (Curgia) parana</i> Flint, 1972	25	0	25
Glossosomatidae Wallengren, 1891			
<i>Mortoniella (Mortoniella) pumila</i> Blahnik & Holzenthal, 2011	0	12	12
Hydropsychidae Curtis, 1835			
<i>Leptonema viridianum</i> Navás, 1916	41	12	53
<i>Smicridea (Rhyacophylax) radula</i> Flint, 1974	0	24	24

<i>Smicridea (Rhyacophylax) unguiculata</i> cf. Flint, 1983	9	0	9
<i>Smicridea (Rhyacophylax) necator</i> Rocha, Dumas & Nessimian, 2016	2518	991	3509
<i>Smicridea (Rhyacophylax) jundiai</i> Almeida & Flint, 2002	99	18	117
<i>Smicridea (Rhyacophylax) discalis</i> cf. Flint, 1972	270	21	291
<i>Smicridea (Rhyacophylax) iguazu</i> Flint, 1983	93	75	168
<i>Macronema</i> sp.	0	1	1
<hr/>			
Leptoceridae Leach, 1815			
<i>Nectopsyche punctata</i> (Ulmer, 1905)	2	6	8
<i>Nectopsyche</i> aff. <i>muhni</i> (Navás, 1916)	2	1	3
<i>Nectopsyche ortizi</i> Holzenthal, 1995	1	0	1
<i>Nectopsyche aymore</i> Bonfá-Neto & Salles, 2023	0	2	2
<i>Oecetis</i> aff. <i>inconspicua</i> (Walker, 1852)	1	3	4
<i>Oecetis</i> aff. <i>connata</i> Flint, 1974	0	1	1
<i>Triplectides gracilis</i> (Burmeister, 1839)	7	5	12
<i>Notalina (Neonotalina) hamiltoni</i> Holzenthal, 1986	0	2	2
<hr/>			
Calamoceratidae Ulmer, 1905			
<i>Phylloicus</i> sp.	1	0	1
<hr/>			
Helicopsychidae Ulmer, 1906			
<i>Helicopsyche (Cochliopsyche) opalescens</i> (Flint, 1972)	0	31	31
<i>Helicopsyche (Cochliopsyche)</i> sp.	3	7	10
<i>Helicopsyche (Feropsyche)</i> sp.	2	0	2

Polycentropodidae Ulmer, 1903				
	<i>Cernotina longispina</i> Barcelos-Silva, Camargos & Pes, 2013	2	27	29
	<i>Cyrnellus risi</i> (Ulmer, 1907)	7	7	14
	<i>Cyrnellus fraternus</i> (Banks, 1915)	3	0	3
	<i>Cyrnellus mammillatus</i> Flint, 1971	2	0	2
	<i>Polyplectropus brasiliensis</i> cf. Chamorro & Holzenthal, 2010	3	1	4
	<i>Polyplectropus</i> sp.	0	4	4
	<i>Polycentropus santateresae</i> Hamilton & Holzenthal, 2011	11	7	18
	<i>Nyctiophylax neotropicalis</i> Flint, 1971	0	8	8
Ecnomidae Ulmer, 1903				
	<i>Austrotinodes</i> sp.	2	1	3
Odontoceridae Wallengren, 1891				
	<i>Marilia</i> sp.	1	0	1
TOTAL	53	4408	1562	5970

Apêndice 5 – Lista de espécies de Scarabaeiodes (Coleoptera) coletados em áreas referência e áreas afetadas, seis anos após o desastre do rompimento da barragem de rejeitos de mineração “Fundão”, da SAMARCO/BHP Billiton/Vale, ao longo da vegetação ripária do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG, Brasil.

SCARABAEOIDEA Latreille, 1802	REFERÊNCIA	AFETADO	TOTAL
MELOLONTHIDAE Leach, 1819			
Dynastinae MacLeay, 1819			
Oryctini Oryctini Mulsant, 1842			
<i>Coelosis (Eucoelosis) biloba</i> (Linnaeus, 1767)	0	3	3
<i>Coelosis (Eucoelosis) bicornis</i> (Leske, 1779)	0	4	4
Pentodontini Mulsant, 1842			
<i>Euetheola humilis</i> (Burmeister, 1847)	2	15	17
Phileurini Burmeister, 1847			
<i>Trioplus cylindricus</i> (Mannerheim, 1829)	2	2	4
Cyclocephalini Castelnau, 1840			
<i>Cyclocephala sp1</i>	2	14	16
<i>Cyclocephala sp2</i>	0	1	1
<i>Chalepides sp.</i>	0	2	2
<i>Stenocrates sp.</i>	0	1	1
Rutelinae MacLeay, 1819			
Rutelini MacLeay, 1819			

<i>Pelidnota sp1</i>	0	1	1
<i>Pelidnota sp2</i>	0	1	1
Anomalini Streubel, 1839			
<i>Paranomala aff. undulata</i> Melsheimer, 1844	2	4	6
Geniatini Burmeister, 1844			
<i>Geniates sp1</i>	1	20	21
<i>Geniates sp2</i>	2	0	2
<i>Trizogeniates sp.</i>	10	1	11
<i>Bolax sp</i>	0	5	5
<i>Leucothyreus sp1</i>	0	5	5
<i>Leucothyreus sp2</i>	1	3	4
<i>Leucothyreus sp3</i>	1	4	5
Melolonthinae Leach, 1819			
Macroductylini Kirby, 1837			
<i>Plectris sp1</i>	0	1	1
<i>Plectris sp2</i>	1	0	1
<i>Plectris sp3</i>	1	2	3
<i>Plectris sp4</i>	6	0	6
<i>Plectris sp5</i>	1	2	3
<i>Plectris sp6</i>	1	0	1
<i>Pseudoserica sp.</i>	41	0	41

<i>Isonychus sp1</i>	3	0	3
<i>Isonychus sp2</i>	1	0	1
Sericinae Kirby, 1837			
Sericini Kirby, 1837			
<i>Astaena sp1</i>	4	0	4
<i>Astaena sp2</i>	1	0	1
<hr/>			
GEOTRUPIDAE Latreille, 1802			
Bolboceratinae Mulsant, 1842			
Athyreini Howden & Martínez, 1963			
<i>Bolbapium sp.</i>	0	1	1
<hr/>			
SCARABAEIDAE Latreille, 1802			
Scarabaeinae Latreille, 1802			
Coprini Leach, 1815			
<i>Dichotomius (Dichotomius) bos</i> (Blanchard, 1845)	0	2	2
<i>Dichotomius (Selenocopris) nisus</i> (Olivier, 1789)	0	1	1
<i>Dichotomius (Cephagonus) ascanius</i> (Harold, 1869)	0	1	1
<i>Chalcocopris hesperus</i> (Olivier, 1789)	0	1	1
Onthophagini Burmeister, 1846			
<i>Onthophagus (Onthophagus) haematopus</i> Harold, 1875	0	2	2
Aphodiinae Leach, 1815			
Aphodiini Leach, 1815			

<i>Trichaphodiellus brasiliensis</i> (Castelnau, 1840)	0	3	3
<i>Blackburneus sp.</i>	1	10	11
<i>Labarrus pseudolividus</i> (Balthasar, 1941)	0	2	2
Psammodiini Mulsant, 1842			
<i>Leiopsammodius aff. martinezi</i> (Cartwright, 1955)	8	0	8
<i>Platytomus sp.</i>	12	26	38
Eupariini Schmidt, 1910			
<i>Saprosites sp.</i>	0	1	1
<i>Ataenius sp1</i>	4	3	7
<i>Ataenius sp2</i>	5	0	5
<i>Ataenius sp3</i>	15	4	19
<i>Ataenius sp4</i>	18	33	51
<i>Ataenius sp5</i>	9	8	17
Total	46	155	189
		344	