

MARIA FERNANDA BRITO DE ALMEIDA

**FORMIGAS BIOINDICADORAS EM FLORESTA ECOTONAIAS: A RESPOSTA DA
MIRMECOFAUNA A DIFERENTES DISTÚRBIOS AMBIENTAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Sérgio Pontes Ribeiro

Coorientadora: Renata Bernardes Faria Campos

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2020**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - CAMPUS VIÇOSA

T

A447f Almeida, Maria Fernanda Brito de, 1977-
2020 Formigas bioindicadoras em floresta ecotonais : a resposta da mirmecofauna a diferentes distúrbios ambientais / Maria Fernanda Brito de Almeida. - Viçosa, MG, 2020.
107 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Sérgio Pontes Ribeiro.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Formigas. 2. Metais pesados. 3. Solos - Poluição. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamentos de Biologia Geral. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. II. Título.

CDD 22. ed. 595.796

Bibliotecário(a) responsável: Renata de Fatima Alves CRB6 2875

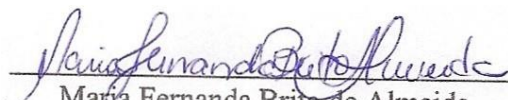
MARIA FERNANDA BRITO DE ALMEIDA

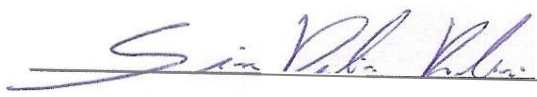
**FORMIGAS BIOINDICADORAS EM FLORESTA ECOTONAIS: A RESPOSTA DA
MIRMECOFAUNA A DIFERENTES DISTÚRBIOS AMBIENTAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 14 de dezembro de 2020

Assentimento:


Maria Fernanda Brito de Almeida
Autora


Sérvio Pontes Ribeiro
Orientador

À minha família e à minha filha Catarina!

AGRADECIMENTOS

Muita gente viveu comigo esta experiência de desenvolver uma tese!

Seja ajuda na construção do projeto, no campo, no laboratório, no estudo, nas colaborações ou mesmo só por vibração, mas todos foram especialmente importantes para a finalização deste ciclo. Sozinha eu não teria terminado.

Agradeço a minha família: meus pais que me apoiaram de todas as maneiras, principalmente neste momento final e aos meus irmãos sempre dispostos a ajudar.

Ao meu esposo, que me apoiou mesmo nos momentos em que a ausência era necessária. E agradeço com todo meu amor, à minha filha Catarina que me fortalece, me transboda e me faz ter esperança no futuro mais humano, mais leve e melhor.

Aos meus orientadores Sérgio Pontes Ribeiro e Renata Bernardes Faria Campos, que não medem esforços para contribuir com a minha construção como cientista (e pelas boas risadas no campo... Sempre vou lembrar com alegria da nossa Expedição pela bacia do Santo Antônio).

Aos amigos da academia e especialmente do laboratório, por toda a troca de conhecimento, pelo apoio em campo, pelos momentos do café: Glorinha, Gisele, Victor, Fernanda, Marília, Bárbara, Ello, Wilson! Aqui também não posso esquecer dos meus meninos: Breno, Filipe, Isa e Mari por toda a colaboração no campo e na lupa!

Aos alunos da Univale que me ajudaram demais em campo, enfrentando situações inusitadas com muito bom humor! Sarah, Tony, Niwton, Rafael, Enzo, sou muito grata a vocês.

Aos funcionários do Parque Estadual do Rio Doce, sempre dispostos a ajudar de todas as formas com o desenvolvimento das pesquisas no parque. Um agradecimento especial ao Sidmário, Marlon, Romário e Cimar pela ajuda!

Ao Shivam Yoga, que me ajudou a me manter forte e determinada nessa caminhada final! Om Shiva!

À todos os outros amigos que deixam a vida mais leve e mais feliz! São muitos e seria impossível listar todos. Mas aqui fica minha gratidão e admiração por quatro pessoas que tive a sorte e a felicidade de conhecer há 20 e poucos anos: Regina, Paula, Fernando e Lu!

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (Proc. nº 441481/2016-7) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (APQ- 01184-15), pelo fomento desta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado. Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ecologia pelo apoio institucional e logístico.

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê” (Arthur Schopenhauer)

RESUMO

BRITO, Maria Fernanda Almeida, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2020. **Formigas bioindicadoras em floresta ecotonais: A resposta da mirmecofauna a diferentes distúrbios ambientais.** Orientador: Sérgio Pontes Ribeiro. Coorientadora: Renata Bernardes Faria Campos.

Distúrbios são eventos capazes de alterar as condições e a disponibilidade de recursos de um ambiente. Esses eventos podem variar em frequência, intensidade e magnitude, sendo muitas vezes responsáveis pela eliminação da biota nos locais atingidos. Os distúrbios podem ser de origem natural como aqueles causadas pelas flutuações pluviométricas, ou podem ser provocados por ações antrópicas como a contaminação de solos causada por poluentes. Quando naturais, esses eventos são reconhecidos por atuar como filtros ambientais capazes de moldar a estrutura das comunidades biológicas no tempo e no espaço, muitas vezes garantindo a diversidade genética do local. Entretanto, quando de origem antrópica os distúrbios podem ter efeitos catastróficos, que muitas vezes comprometem a recolonização dos ecossistemas impactados. Compreender como as comunidades respondem aos distúrbios é fundamental para o desenvolvimento de políticas de monitoramento, gestão e manejo de áreas impactadas. A utilização de formigas como ferramentas para bioindicação tem sido frequente nos estudos ecológicos. A sensibilidade e a rápida resposta deste grupo às alterações ambientais, além da ampla e abundante distribuição e da relativamente boa resolução taxonômica, fazem das formigas um modelo ideal para estudo de ambientes alterados. Inicialmente investigamos a resposta das comunidades de formigas diante do impacto (ou do histórico do impacto) provocado por inundações sazonais naturais em zonas de transição floresta-lagos. Em um segundo momento, verificamos a resposta das formigas aos impactos provocados pela percolação de rejeito de minério no solo de florestas ripárias. O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Doce, sudeste do Brasil. Para os dois estudos, usamos dois transectos de 250 metros, paralelos à linha d'água. O primeiro transecto, ficava a 10 metros da água na zona de inundação (aqui chamada ecótono) e o outro transecto estava a 50 metros deste na floresta adjacente as zonas de inundação. Verificamos que as formigas apresentam um padrão na resposta a distúrbios naturais de inundação com maior abundância nos solos dos ecótonos, porém com riqueza e composição similares ao interior da floresta. As formigas de dossel, entretanto, tiveram maior riqueza e abundância no ecótono, porém, assim como para a fauna de solo, a composição foi semelhante ao interior da floresta. Para o distúrbio

antrópico, as formigas apresentaram maior diversidade alfa e abundância nos ecótono contaminados, porém a diversidade beta não foi afetada por nenhum dos parâmetros físicos ou químicos testados. No entanto a frequência de algumas espécies (*Ectatomma permagnum*, *E. tuberculatum*, *Atta sexdens* e *Camponotus crassus*) foi intimamente relacionada a alguns dos parâmetros granulométricos. *Pheidole aff. reflexans* foi relacionada a concentração de metais, particularmente Fe e Mn presentes em alta concentração nos solos atingidos pelo rejeito. Assim, verificamos que *P. reflexans* é uma boa indicadora de áreas com grande concentração de metais. Também reforçamos a importância da presença da matriz florestal adjacente as áreas impactadas como fonte de espécies que atuarão na recolonização dos ambientes pós distúrbio

Palavras-Chave: Distúrbios. Contaminação. Metais Pesados. Bioindicação. Mirmecofauna. Tese.

ABSTRACT

BRITO, Maria Fernanda Almeida, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2020. **Bioindicator ants in ecotonal forests: Myrmecofauna's response to different environmental disturbances.** Advisor: Sérgio Pontes Ribeiro. Co-advisor: Renata Bernardes Faria Campos.

Disturbances are events capable of altering the physical structure and availability of resources in one environment. These events can vary in frequency, intensity and magnitude, and are often responsible for elimination of the biota in affected areas. The disturbances can have natural origins like those caused by rainfall fluctuations or they can be caused by anthropic actions such as soil contamination caused by pollutants. When they are natural, these events are recognized for acting as an environmental filter capable of shaping the structure of biological communities in time and space, often guaranteeing the genetic diversity of the place. However, when the origin is anthropic, the disturbances can have catastrophic effects, which often compromises the recolonization of the impacted ecosystems. Understanding how the community and species respond to disturbances is essential for the development of policies for monitoring, and management of impacted areas. The use of ants as a tool for bioindication has been quite frequent in ecological studies. Their sensitivity and rapid response to environmental changes, in addition to the wide and abundant distribution, and relatively good taxonomic resolution, make them an ideal model for studying altered environments. We initially investigated the response of the ant communities to the impact (or history of the impact) caused by seasonal flooding in forest-lake transition zones. In a second step, we verify the response of the ants to the impacts caused by the percolation of ore tailings in the soil of riparian forests. The study was carried out at Parque Estadual do Rio Doce, southeastern Brazil. For both studies, we used two transects with 250meters in parallel to the waterline. The first transect was 10 meters from the water in the flood zone (here after ecotone), and a second one was 50 meters from this, in the adjacent forest to the flood areas. In each transect, 10 pitfalls were installed, separated by a distance of 25 meters from each other. We verified that the ants present a pattern in the response to natural disturbances of flood with bigger abundance in the soils of the ecotones, but with similar richness and composition comparing to the interior of the forest. Canopy ants, however, showed greater richness and abundance in ecotones, however, as well as for soil fauna, the composition was similar to the interior of the forest. For the anthropic disturbance, the ants showed greater alpha diversity and

abundance in the contaminated ecotones, but the beta diversity was not affected by any of the physical or chemical parameters tested. However, the frequency of some species (*Ectatomma permagnum*, *E. tuberculatum*, *Atta sexdens* and *Camponotus crassus*) was closely related to some of the granulometric sediments. However, only *Pheidole aff. reflexans* was related to the concentration of metals, particularly Fe and Mn present in high concentration in the soils affected by the tailings. Thus, we found that *P. reflexans* is a good indicator of areas with a high concentration of metals. We also reinforced the importance of the presence of the adjacent forest matrix to the impacted areas as a source of species that will act in the recolonization of post-disturbance environments.

Keywords: Disturbance. Contamination. Heavy Metals. Ants. Thesis.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	13
1.1 - Estrutura da Tese	18
1.2 - REFERÊNCIAS.....	20
2 – CHAPTER 1: Forest-water ecotones: subtle flooding impacts on ant species distribution	24
2.1 - ABSTRACT.....	25
2.2 - INTRODUÇÃO	26
2.3 - MATERIAL AND METHODS	29
2.3.1 - Study Area	29
2.3.2- Experimental design and ant sampling	29
2.3.3 - Data analysis	30
2.4 – RESULTS	31
2.5- DISCUSSION.....	35
2.6 - ACKNOWLEDGMENT	38
2.7 – REFERENCES.....	39
2.8- SUPPLEMENTARY MATERIAL.....	44
3- CAPÍTULO 2: Formigas bioindicadoras de ambientes contaminados por rejeito de minério.	55
3.1 - RESUMO.....	56
3.2 - INTRODUÇÃO	57
3.3 - MÉTODOS	60
3.3.1 -Área de Estudo.....	60
3.3.2 -Delineamento Amostral	60
3.3.3 - Análise da Mirmecofauna.....	61
3.3.4 - Diversidade alpha, Beta e Abundância	62
3.3.- Análise de Espécies Indicadoras.....	62

3.4 - RESULTADOS:	63
3.5 - DISCUSSÃO	67
3.6 - REFERÊNCIAS.....	74
3.7 – APÊNDICES.....	80
4 - CAPÍTULO 3: Matas Ciliares e áreas protegidas após o rompimento da Barragem de Fundão.....	89
4.1- UM DEDO DE PROSA.....	90
4.2 - ABRINDO A PROSA	92
4.3- NO FIO DA PROSA.....	93
4.4 - OUTRAS PROSAS	101
4.5- AMARRANDO A PROSA	103
4.6 - REFERÊNCIAS.....	105
5 – CONCLUSÃO GERAL	106

INTRODUÇÃO

As comunidades ecológicas são moldadas por vários fatores abióticos como a disponibilidade de nutrientes (Zanget *et al.* 2014), umidade (Lange *et al.* 2014; Zanget *et al.* 2014) e temperatura (Bestelmeyer 2000), pelas interações bióticas entre as espécies (Lange *et al.* 2014) e por distúrbios (Turner *et al.* 1997; Turner 2010). Estes últimos têm sido considerados como componentes fundamentais na estruturação e reorganização dos sistemas ecológicos (Turner *et al.* 1997; Turner 2010). Uma das definições de distúrbio, que tem sido amplamente empregada em estudos ecológicos foi proposta por White & Pickett (1985), que o descrevem como eventos capazes de alterar a estrutura física e disponibilidade de recursos, moldando a estrutura dos sistemas biológicos em todas as escalas de organização biológica. Esses eventos, que podem ou não ser entendidos como naturais, variam em escala espacial e temporal podendo ter efeitos destrutivos e atingir todos os níveis de organização dos seres vivos (White & Pickett 1995, White & Jentsch 2004, Turner 2010). As consequências dos distúrbios e o processo de sucessão e recolonização pós distúrbio, são variáveis e dependentes das características bióticas e abióticas dos ecossistemas atingidos, bem como das características individuais de cada distúrbio, como frequência, intensidade e magnitude (White & Jentsch 2004). Eventos naturais causadores de impactos podem atuar com filtros ambientais capazes de selecionar e restringir espécies adaptadas ao regime de distúrbios (White & Jentsch 2004). Assim, o histórico dos distúrbios nos ecossistemas pode deixar marcas na comunidade, observadas após cada evento (White & Pickett 1995, White & Jentsch 2004; Seidl *et al.* 2014).

No entanto, tais eventos também são conhecidos por criar e disponibilizar recursos que permitem a recolonização por novas espécies ou o retorno de espécies adaptadas aos regimes de distúrbios e que possuem estratégias de sobrevivência durante os períodos mais críticos (Delonget *et al.* 2013; Ramey & Richard 2017). Embora distúrbios naturais causem uma idéia de devastação, estes eventos são processos importantes que garantem alta diversidade dos locais impactados (White & Pickett, 1985; Turner 2010, Ramey & Richard 2017). Delonget *et al.* (2013) afirmam que os distúrbios naturais são processos dominantes na estruturação da comunidade biótica, quando desconsideradas

as ações antrópicas e devem ser percebidos como um processo vital para os sistemas ecológicos (Turner *et al.* 2010).

Particularmente, as florestas ripárias são ecossistemas expostos a distúrbios provocados pelos pulsos de inundação sazonais (Naiman *et al.* 2005). Estas zonas transicionais (ecótonos) entre ambientes aquático e terrestre são definidos pelas características compartilhadas entre os ambientes adjacentes e peculiaridades determinadas pela força de interação ente esses ambientes (Reice *et al.* 1990, Bayley 1995, Ramey & Richardson 2017). Tais ecótonos apresentam como fator determinante a água e as características físicas do rio que concomitantemente atuam sobre a floresta ripária tornando-a um ambiente heterogêneo, rico em recursos e nutrientes (Bayley 1995; Naiman *et al.* 2005; Delgonet *et al.* 2013). Essas características favorecem um ambiente altamente dinâmico regido por *feedbacks* que variam no tempo e espaço (Naiman & Decamps 1990). Além disso, as interações bióticas e abióticas como os pulsos de inundação por exemplo, são responsáveis pela manutenção dos ecossistemas adjacentes e afetam a adaptação e evolução da biota local (Bayley 1995). Após os eventos de inundação, o solo exposto favorece espécies adaptadas ao distúrbio (Ramey & Richardson 2017) que garantem o processo de recolonização ou sucessão (White & Jentsch 2004). A rápida colonização e alta rotatividade (diversidade beta) de espécies é resultado das oportunidades de recursos para crescimento e manutenção das espécies nestes ambientes instáveis sazonalmente (Bayley 1995, Ramey & Richardson 2017) que favorecem a diversidade genética (Bayley 1995). Segundo Ramey & Richardson (2017), os principais fatores que contribuem com a manutenção da diversidade nas florestas ripárias incluem os pulsos de inundação, a disponibilidade de nutrientes (muitas vezes exclusivos) e água, heterogeneidade da vegetação e de microhabitats, além do gradiente microclimático. A dinâmica imposta pelos pulsos de inundação nas florestas ripárias atua como um filtro ambiental capaz de conferir vantagem adaptativa às espécies que apresentam estratégias para sobreviver nesses ambientes, selecionando espécies mais aptas (Ramey & Richardson 2017).

No entanto, as mudanças no clima e a expansão das atividades antrópicas tem levado os distúrbios a excederem a amplitude e a severidade dos eventos como aqueles relacionados aos

períodos de seca e chuva (Evans 2009; Dale *et al.* 2016). Muitas vezes os eventos são extremos, alterando o volume de água de lagos (Satrkel 2002; Gagliardi *et al.* 2019) e provocam mudanças na composição da vegetação nas zonas ecotonais que estão sujeitas a esses eventos (Starkel 2002). No entanto, essas variações nos regimes pluviométricos favorecem a colonização por espécies terrestres, onde antes era alagado (Bayley 1995). A resposta dos ecossistemas florestais à estas alterações são dependentes da resiliência do ambiente e por vezes pode alterar a dinâmica de sucessão e recolonização esperada após a perturbação (Turner *et al.* 2010, Dale *et al.* 2016). Outras ações antrópicas, principalmente relacionadas ao desenvolvimento econômico e tecnológico, atuam de maneira direta no ambiente e tem contribuído fortemente com o surgimento de novos distúrbios, desencadeados pela presença de fertilizantes, de derivados de plásticos e outros poluentes tóxicos (Newman 2019). Além disso, a crescente supressão da vegetação e modificação do solo para agricultura, pasto ou mineração pode resultar em simplificação ou mudança nas comunidades vegetais e animais (Costa *et al.* 2010; Barbosa *et al.* 2015; Moreno-Mateos *et al.* 2017, Dolabela *et al.* 2020).

Particularmente, a mineração é uma das atividades econômicas mais fortes no Brasil e em Minas Gerais e que historicamente tem causado grandes distúrbios no ambiente (Machado & Figueirôa, 2000 Ruchkys & Machado, 2013.) Em Minas Gerais, na porção sul da Cadeia do Espinhaço, abrangendo os municípios de Ouro Preto, Mariana, Catas Altas, Santa Bárbara e Itabira, está localizado o Quadrilátero Ferrífero, uma das principais regiões produtoras de minério de ferro do mundo (Rosière & Chemale Jr. 2000, Roeser & Roeser 2010). Particularmente na região de Ouro Preto são encontradas cerca de 30 minas explorando principalmente minério de ferro, que é transportado ao Porto de Tubarão na região metropolitana de Vitória (ES) por via férrea (Roeser & Roeser 2010) tendo como principal destino a região são a China, Japão e Europa (Roeser & Roeser 2010).

Proprietária do direito de exploração de minério, principalmente de ferro, a empresa Samarco atua há 42 anos na região de Ouro Preto e Mariana, onde possui unidades operacionais conhecida como Complexo de Minas Germano (disponível em <https://www.samarco.com/>). Em novembro de 2015, uma das três barragens de rejeito de minério de ferro instaladas neste Complexo – a barragem

de Fundão – rompeu após apenas oito anos de atividade (Carmo *et al.* 2017). Como consequência, cerca de 55 milhões de m³ de rejeito de minério de ferro e outros componentes químicos utilizados no processamento do minério foram despejados na bacia do rio Doce (GTF 2015) causando destruição completa e/ou danos severos imediatos a 36 municípios e 17 distritos ao longo da bacia do Rio Doce e a morte de 19 pessoas (Fernandes *et al.* 2016; Carmo *et al.* 2017). Além do impacto socioeconômico e histórico, o impacto ambiental causado pelo rompimento atingiu proporções trágicas comprometendo os rios Gualaxo Norte, rio do Carmo e seus afluentes e o Rio Doce que foi comprometido em toda a sua extensão (853km), até o oceano (Barbosa *et al.* 2015; Fernandes *et al.* 2016; Carmo *et al.* 2017) e comprometeu importantes estuários marinhos (Queiroz *et al.* 2018). No ambiente terrestre, o rejeito atingiu fragmentos de floresta semi-decíduais e cerca de 863 ha de florestas ripárias tornando-se o maior desastre do setor em todo o mundo, devido tanto ao volume quanto a extensão dos danos ambientais, históricos e sociais provocados pelo rejeito (Carmo *et al.* 2017). Nos primeiros 120km do rio, onde ficou a maior parte do rejeito, as florestas ripárias foram eliminadas. Mais à jusante do rio, o rejeito percolou nos solos das florestas ripárias sem derrubá-las (Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana, 2016).

Embora as florestas tenham sido mantidas, o rejeito rico em metais como alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) e sedimentos arenosos como o silte (Fundação RENOVA 2020), provocou a contaminação do solo das florestas ripárias. Análises do solo realizadas por Silva *et al.* (2016) comprovam um alto valor nas concentrações de Fe e Mn, além da predominância de sedimentos arenosos e silte. Outras análises comparativas de solo de pontos do estuário do rio Doce, coletadas dois dias antes e sete dias após o rompimento da barragem, também mostram o aumento na concentração de alguns metais no solo entre eles o Fe e Mn (Queiroz *et al.* 2018). Os autores verificaram que os metais analisados encontram-se em estado indisponível e em concentração abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira e do Estado do Espírito Santo (Queiroz *et al.* 2018). No entanto, a dinâmica de alagamento de estuários bem como de florestas ripárias, pode alterar o pH do solo, o conteúdo de matéria orgânica e a atividade microbiana, todos capazes de catalisar a solubilização e disponibilidade dos metais para os organismos (McBride 1994; Allow, 1995).

Embora muitos dos metais sejam importantes nutrientes, organismos não adaptados a altas concentrações podem revelar respostas que indicam toxicidade como declínio das populações (Frizziet al. 2017). Outros organismos no entanto, como alguns insetos, apresentam estratégias que garantem sua sobrevivência, sendo capazes de acumular esses elementos em tecidos e órgãos do corpo, como intestino, túbulos de malphigi e mandíbulas, sugerindo que possuem uma estratégia eficiente para lidar com um ambiente rico em metais (Shofieldet al. 2002, 2003; Boyd 2009; Frizziet al. 2017). A diferença na resposta entre os organismos, no entanto, repercute na dificuldade de prever os efeitos das altas concentrações ao longo do tempo e nos diferentes níveis da rede trófica (Queiroz et al. 2018) e isso torna-se particularmente preocupante em ambientes que abrigam espécies restritas como as florestas ripárias (Naiman et al. 2005).

Entre os organismos frequentemente empregados em estudos de bioindicação de distúrbios naturais e antrópicos, as formigas (Balinger et al. 2007; Philpot et al. 2010, Ribas et al. 2012 a, b) são insetos encontrados em quase todos os ecossistemas e em grande abundância nas comunidades (Hölldobler & Wilson 1990). A sensibilidade e a rápida resposta do grupo a alterações no ambiente permitem a utilização deste grupo como importante ferramenta para monitoramento, diagnóstico e determinação do status de conservação dos ambientes (Andersen et al. 2002, Mertlet al. 2009, Costa et al. 2010; Dolabela et al. 2020). Além disso, são facilmente amostradas e com resolução taxonômica relativamente boa. Em florestas ripárias, a resposta de formigas aos pulsos de inundação tem sido descrita como dependentes das características dos distúrbios, que muitas vezes promovem a remoção da fauna com posterior aumento na riqueza e diversidade (Balinger et al. 2007; Sommer et al. 2017). Em um cenário oposto, onde há intensificação da seca, o recuo da água cria um ambiente atraente para a colonização que é inicialmente dominada por espécies generalistas, oportunistas e termófilas (Hoffmann & Andersen 2003; Costa et al. 2010). Porém os distúrbios antrópicos tendem a incrementar o impacto com presença de poluentes tóxicos e a resposta das formigas dependerá das estratégias que cada espécie ou população tem para lidar com estas substâncias. Em se tratando de metais pesados as formigas têm revelado bastante tolerância e mecanismos de acumulação ou

eliminação dos metais (Grzés 2010). Espécies que não conseguem acumular, tolerar ou não possuem estratégias para sobreviver em locais altamente poluídos, tendem a evitá-los (Grzés 2010).

Diante do cenário exposto o objetivo da tese foi entender a resposta das comunidades de formigas a diferentes distúrbios e, para isso organizamos a tese em três capítulos sendo os dois primeiros compostos por artigos científicos e o terceiro capítulo escrito na forma de um caderno temático de popularização científica.

1.1 - Estrutura da Tese

1) Forest-waterecotones: subtlefloodingimpactsonantspeciesdistribution

Neste artigo, escrito com vistas à submissão na revista *Austral Ecology*, hipotetizamos que os processos de inundação atuam como um filtro ambiental na estruturação da comunidade de formigas, tendo um efeito mais forte sobre as formigas do solo do que as de dossel em ambientes de transição floresta-água. Para testar essa hipótese investigamos os padrões de abundância, riqueza e composição de espécies de formigas do solo e de dossel nos ambientes ecotonaiscomhistórico de impactos decorrentes de longos períodos de inundação. A perturbação causada pelos pulsos inundações, portanto, estruturaria de maneira distinta as comunidades de formigas do ecótono e do interior da floresta adjacente. Assim, esperamos que a riqueza, abundância e composição seja diferente entre estes ambientes sujeitos a inundação.

2) Formigas como Bioindicadoras de Rejeito de Minério.

Neste artigo, escrito com vistas à submissão na revista *EcologicalIndicators*, investigamos oefeitos do impacto físico e químico no solo causado pela percolação de rejeito de minério em comunidades de formigas de florestas ripárias do médio Rio Doce. Nós hipotetizamos que a degradação de florestas ripárias provocada pela deposição do rejeito afetou a frequência, as diversidades alpha, beta e abundância de espécies de formigas, sendo este, portanto, um grupo modelo para a indicação deste impacto. Nossa hipótese é baseada na predição que sedimentos granulométricos maiores depositados no solo favorecem espécies maiores de formigas, sendo o contrário também verdadeiro. Além disso

a contaminação do solo por metais pesados decorrentes do impacto causado pelo rejeito reduziram a diversidade alpha, mas aumentaria a beta e abundância com predomínio de grupos funcionais generalistas, oportunistas e numericamente dominantes.

3) Matas Ciliares e áreas protegidas após o rompimento da Barragem de Fundão

A proposta deste texto é divulgar para a população da bacia do Rio Doce, especialmente na sua porção média, informações sobre as florestas ripárias (aqui denominadas como matas ciliares) após o rompimento da barragem de rejeitos da companhia Samarco e consequente contaminação destes ambientes. A demanda para a elaboração deste material surgiu a partir do projeto “Relação com o saber e educação ambiental” desenvolvido pela Universidade do Vale do Rio Doce (Univale), onde estudantes da região definiram as lacunas de conhecimento acerca da bacia do Rio Doce no pré e pós rompimento. A divulgação do material será feita através da construção de cadernos temáticos – “Conversas com o Rio Doce” onde serão abordados temas sobre a qualidade da água e dos ambientes terrestres, presença de metais pesados no rio, consequências do desastre para as comunidades, incluindo a humana, história do rio Doce e futuro do rio. Este texto sobre Matas Ciliares irá compor um dos cadernos temáticos: “Caderno de Prosa 2: Conversando com o rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão” e tem como objetivo transmitir informações à população sobre a importância das matas ciliares e as consequências do impacto do rejeito sobre esses ecossistemas, as comunidades humanas e animais

1.2 - REFERÊNCIAS

Alloway, B.J. (2012). Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, London, UK, 2nd edition.

Ballinger, A., Lake, P.S. & Nally, R. (2007). Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and long-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest. *Oecologia* 152:227–238. DOI: 10.1007/s00442-006-0648-0

Barbero, R., Abatzoglou, J.T., Pimont, F., Ruffault, J. & Curt, T. (2020). Attributing increases in Fire Weather to Anthropogenic Climate Change Over France. *Frontiers in Earth Science* 8:104. doi: 10.3389/feart.2020.00104

Barbosa, F.A.R., Maia-Barbosa, P.M., Nascimento, A.M.A., Rietzler, A.C., Franco, M.W., Paes, T.A., Reis, M., Moura, K.A.F., Dias, M.F., Ávila, M.P. & Oliveira, L.A.G. (2015). O desastre de Mariana e suas consequências sociais, econômicas, políticas e ambientais: porque evoluir da abordagem de Gestão dos recursos naturais para Governança dos recursos naturais? *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico / UFMG* 24 (1/2): 169-182.

Barbosa, B.C., Fagundes, R., Silva, L.F., Tofoli, J.F.V., Santos, A.M., Imai, B.Y.P., Gomes, G.G., Hermidorff, M.M. & Ribeiro, S.P. (2015). Evidences that human disturbance simplify the ant fauna associated a *Stachytarpheta glabra* Cham. (Verbenaceae) compromising the benefits of ant-plant mutualismo. *Brazilian Journal of Biology*, 75(1): 58-68. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.07213>

Bayley, P.B. (1995). Understanding large river: flood plain ecosystems. *Bioscience* 45(3):153-158.

Bestelmeyer, B. (2000). The trade-off between thermal tolerance and behavioural dominance in a subtropical South American ant Community *Journal of Animal Ecology*, 69: 998-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2000.00455.x>

Bini, L.M., Landeiro, V.L., Padial, A.A., Siqueira, T. & Heino, J. (2014). Nutrient richness is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology* 95(6): 1569-1578. <https://doi.org/10.1890/13-0656.1>

Boyd, R.S. (2009). High-nickel insects and nickel hyperaccumulator plants: A review. *Insect Science* 16: 19-31. DOI 10.1111/j.1744-7917.2009.00250.x

Carmo, F.F., Kamino, L.H.Y., Junior, R.T., Campos, I.C., Carmo, F.F., Silvino, G., Castro, K.J.S., Mauro, M.L., Rodrigues, N.U.A., Miranda, M.P.S., Pinto, C.E.F. (2017). Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation* <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>

Costa, C.B., Ribeiro, S.P. & Castro, P.T.A. (2010). Ants as Bioindicators of Natural Succession in Savanna and Riparian Vegetation Impacted by Dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. *Restoration Ecology* 18: 148–157. doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00643.x

Dale, V.H., Hughes, M.J. & Hayes, D.J. (2016). Climate Change and the Future of Natural Disturbances in the Central Hardwood Region. In: Greenberg C., Collins B. (eds) Natural Disturbances and Historic Range of Variation. *Managing Forest Ecosystems*, 32. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-21527-3-13>

DeLong, C., Burton, P.J. & Geertsema, M. (2013). Natural Disturbance Processes. *Encyclopedia of Environmetrics*. DOI:10.1002/9780470057339.vnn147

Dolabela, B.M., Antonini, Y., Pinto, V.D., Onésimo, C., Brito, M.F. & Costa, F.V. (2020). The importance of forest simplification and litter disturbance in defining the assembly of ground-foraging ants. *Neotropical Entomology*. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00815-5>

Evans, J.P. (2009). 21st century climate change in the Middle East. *Climatic Change* 92, 417–432. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9438-5>

Fernandes, G.W., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dales, K., Boesche, N., Bustamante, M., Carvalho, F.A., Carvalho, D.C., Dirzo, R., Fernandes, S., Galetti, Jr.P.M., Millan, V.E.G., Mielke, C., Ramirez, J.L., Neves, A., Rogass, C., Ribeiro, S.P., Scariot, A. & Soares-Filho, B. (2016). Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, 14:35–45

Frizzi, F., Masoni, A., Çelikkol, M., Palchetti, E., Ciofi, C., Chelazzi, G. & Santini, G. (2017). Serpentine soils affect heavy metal tolerance but not genetic diversity in a common Mediterranean ant. *Chemosphere* 180: 326–334. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.026>

Fundação João Pinheiro (2019). Indicadores economicos 20. Contas Regionais de Minas Gerais – Ano de Referência 2017. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.mg.gov.br/>

Fundação RENOVA (2020). Manejo de rejeitos. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/manejo-de-rejeitos>.

Gagliardi, L.M., Brighenti, L.S., Staehr, P.A., Barbosa, F.A.R. & Bezerra-Neto, J.F. (2019). Reduced Rain fall Increases Metabolic Rates in Upper Mixed Layers of Tropical Lakes. *Lakes Ecosystems* 22: 1406–1423. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00346-0>

GFT (2015). Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Available at: [http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor/assets/attachments/770/relatorio final ft 03 02 2016 15h5min. Pdf](http://www.agenciaminas.mg.gov.br/ckeditor/assets/attachments/770/relatorio%20final%20ft%2003%2002%202016%2015h5min.Pdf)

Grze's, I.M. (2010). Ants and heavy metal pollution: a review. *European Journal of Soil Biology* 46, 350e355. doi:10.1016/j.ejsobi.2010.09.004

Hoffmann, B.D. & Andersen, A.N. (2003). Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology*, 28: 444–464. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01301.x>

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. (1990). The ants. Cambridge, MA: Harvard Univ. Press. 732 p.

Lange, M., Habekost, M., Eisenhauer, N., Roscher, C., Bessler, H., Engels, C., Oelmann, Y., Scheu S., Wilcke, W., Schulze, E.-D. & Gleixner, D. (2014). Biotic and Abiotic Properties Mediating Plant Diversity Effects on Soil Microbial Communities in an Experimental Grassland. *PlosOne*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096182>

McBride, M.B. (1994). Environmental chemistry of Soil. Oxford University Press. New York.

Machado, I.F. & Figueirôa, S.F.M. (2000). 500 anos de mineração no Brasil: breve histórico. *Brasil Mineral*. 186: 44–47.

Markus Lange, M., Habekost, M., Eisenhauer, N., Roscher, C., Bessler, H., Engels, C., Oelmann, Y., Scheu, S., Wilcke, W., Schulze, E.-D. & Gleixner, G. (2014). Biotic and Abiotic

Properties Mediating Plant Diversity Effects on Soil Microbial Communities in an Experimental Grassland. *PlosOne*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096182>

Moreno-Mateos, D., Barbier, E., Jones, P.H., Aronson, J., López-López, J.A., McCrackin, M.L., Meli, P., Montoya, D. & Benayas, J.M.R. (2017). Anthropogenic ecosystem disturbance and their recovery debt. *Nature* 8, 14163. <https://doi.org/10.1038/ncomms14163>

Naiman, R.J. & Décamps, H. (1990). The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones. UNESCO, Parthenon Publishing Group. Paris, Carnforth (UK).

Naiman, R.J., Décamps, H. & McClaim, M.E. (2005). Riparia Ecology, Conservation and Management of Stream side Communities. Elsevier Academic Press. 448 pp.

Nazo, G.N. & Mukai, T. (2001). O direito ambiental no Brasil: evolução histórica e a relevância do direito internacional do meio ambiente. *Revista de Direito Administrativo* 223: 75-103.

Newman, E.A. (2019). Disturbance Ecology in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 7:147. doi: 10.3389/fevo.2019.00147

Queiroz, H.M., Nóbrega, G.N., Ferreira, T.O., Almeida, L.S., Romero, T.B., Santaella, S.T., Bernardino, A.F. & Otero, X.L. (2018). The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, 637–638: 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

Ramey, T.L. & Richardson, J.S. (2017). Terrestrial invertebrates in the riparian zone: mechanisms underlying their unique diversity. *BioScience*. 67: 808–819. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>

Reice, S.R., Wissmar, R.C. & Naiman, R.J. (1990). Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic. *Ecosystems*. 14: 647–659.

Ribas, C.R., Solar, R.R.C., Campos, R.B.F., Schimidt, F.A., Valentim, C.L. & Schoederer, J.H. (2012a). Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? *Journal of Insect Conservation* 16:413–421. DOI 10.1007/s10841-011-9427-2

Ribas, C.R., Schimidt, F.A., Solar, R.R.C., Campos, R.B.F., Valentim, C.L. & Schoederer, J.H. (2012b). Ants as Indicators of the Success of Rehabilitation Efforts in Deposits of Gold Mining Tailings. *Restoration Ecology* 20 (6): 712 – 720. doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00831.x

Roeser, H.M.P. & Roeser, P.A. (2010). O Quadrilátero Ferrífero - MG, Brasil: Aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. *Geonomos* 18(1): 33 – 37.

Rosière, C.A. & Chemale Jr., F. (2000). Itabirito e minério de ferro de alto teor do quadrilátero ferrífero- Uma visão feral e discussão. *Geonomos* 8 (2): 27-43.

Ruchkys, U.A. & Machado, M.M.M. (2013). Patrimônio geológico e mineiro do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais – Caracterização e iniciativas de uso para educação e geoturismo. *Boletim Paranaense de Geociências* 70: 120 – 136.

Schofield, R.M.S., Nesson, M.H. & Richardson, K.A. (2002). Tooth hardness increases with zinc-content in mandibles of young adult leaf-cutter ants. *Naturwissenschaften* 89:579–583. DOI 10.1007/s00114-002-0381-4

Schofield, R.M.S., Nesson, M.H., Richardson, K.A. & Wyeth, P. (2003). Zinc incorporated into cuticular “tools” after ecdysis: The time course of the zinc distribution in

“tools” and whole bodies of an ant and a scorpion. *Journal of Insect Physiology* 49 31–44. doi:10.1016/S0022-1910(02)00224-X

Seidl, R., Rammer, W. & Spes, T.A. (2014). Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications* 24(8). DOI:10.1890/14-0255.1

Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana (2016). Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG Decreto nº 46.892/201

Silva, A.C., Cavalcante, L.C.D., Fabbris, J.D., Júnior, R.F. (2016). Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. *Revista Espinhaço*, (5) 2: 44–53. <https://doi.org/10.5281/zenodo.395794>

Sommer, B., Beger, M., Harrison, P.L., Babcock, R.C. & Pandolfi, J.M. (2017). Differential response to abiotic stress controls species distributions at biogeographic transition zones. *Ecography*. 41(3): 478-490. <https://doi.org/10.1111/ecog.02986>

Starkel, L. (2002). Change in the frequency of extreme events as the indicator of climatic change in the Holocene (in fluvial systems). *Quaternary International* 91(1): 25-32 [https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(01\)00099-4](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(01)00099-4)

Turner, M.G., Dale, V.H. & Everham III, E.E. (1997). Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large-scale disturbances. *BioScience* 47:758–768. <https://doi.org/10.2307/1313098>

Turner, M.G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91(10): 2833–2849. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>

Zhang, X., Xu, S., Li, C., Zhao, L., Feng, H., Yue, G. & Cheng, G. (2014). The soil carbon/nitrogen ratio and moisture affect microbial Community structures in alkaline permafrost affected soils with different vegetation types on the Tibetan plateau. *Research in Microbiology* 165 (2): 128-139. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2014.01.002>

White, O.S. & Pickett, S.T.A. (1985). The Ecology of Natural Disturbance and Introduction. In: *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics* (eds. Pickett, S.T.A. & White, P.S.). Academic Press, London/Orlando, FL, U.S.A. 472 pp. ISBN 0-12-554520-7.

White, O.S. & Jentsch, A. (2004). Disturbance, Succession and Community assembly in terrestrial plant communities. In: *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. (eds. Vicky, M., Temperton, R.J., Hobbs, T.N. & Stefan, H.). Island Press 528 pp.

2 – CHAPTER 1: Forest-water ecotones: subtle flooding impacts on ant species distribution

Brito MF^{1,4}, Campos RBF², Costa FV³, Costa-Milanez CB⁴ & Ribeiro SP^{3,4}

1 Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brazil

2. Programa de Pós Graduação Stricto Sensu em Gestão Integrada do Território. Universidade do Vale do Rio Doce.

3 Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais Brazil

4 Laboratório de Ecologia do Adoecimento. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais Brazil

Corresponding author: Maria Fernanda Brito, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. E-mail: febritobio@gmail.com

2.1 - ABSTRACT

Natural ecotones between forest and lake-swamp succession represent intense environmental filters for ant fauna, compared to adjacent forest habitats. Furthermore, this filter effect is likely more severe for soil than canopy fauna. We tested this hypothesis by investigating the patterns of abundance, richness, and composition of soil and canopy ant species in forest and lake-swamp ecotone environments impacted by the history floods-term floods. We studied five sites, in two altitudes in the same hydrographic basin, using soil and arboreal pitfall traps. We established two transects (250 m) at each site, one placed in the ecotone (i.e. flood zone), located 10 m from the water line, and the other established 50 m from the first, towards the forest interior. Regardless Upper and lower river basin had totally different ant species composition, the species abundances, richness and composition distribution between habitats followed a similar pattern for both altitudes. Abundance of soil ants was higher in the ecotone than in the forest interior. Ant species richness was higher in the soil than in the canopy, however, it was similar between interior and ecotone. The abundance and species richness of canopy ants were both higher in the ecotone than in the forest interior. Ant species composition was similar between the ecotone and adjacent forest, for both soil and canopy fauna. The ant species composition was different between canopy and soil fauna. In summary, the strong similarity between the soil ant community in the ecotone and the interior adjacent forest may reflect the period of extreme drought within which this study was conducted. Only the abundance of those most opportunistic species seem to respond to the environmental filter imposed by the transition, unpredictable habitats of the ecotone, eventually due to their abilities to best use these sources resulted from the natural succession on the new dry grounds. As expected, the canopy fauna kept more resilient and little affected by the fluctuations in the flooding dynamics.

KEYWORDS: environmentfilters, flooding, ecotone, myrmecofauna, seasonality

2.2 - INTRODUÇÃO

Ecotones are transition zones in which species occurrence is determined by ecological filters (Lamb & Mallik 2003, Kark 2013, Ramey & Richardson 2017). Ecotone áreas have unique attributes that result from the interaction between two adjacent habitats with abruptly distinct abiotic and biotic conditions (Naiman & Décamps 1990). Consequently, an ecotone represents an ecologically hard environment to most species, which are better adapted to their principal habitats (Ramey & Richardson 2017). For instance, ecotones formed by forests and adjacent aquatic environments may occur abruptly (trees on the water line) or continuously and gradually (trees replaced by grasses and herbs in flooding shores), although they always represent an insurmountable ecological filter for forest, herbaceous, and aquatic species (Bayley 1995, Naiman *et al.* 2005, Paetzold *et al.* 2008).

While the need for conservation has stimulated studies of anthropogenic edges, natural ecotones have become a neglected subject in Ecology, regardless of their most importance to ecosystem functionality and biodiversity conservation (Lourenço *et al.* 2019). For example, ecotones between riparian forests and aquatic environments, such as rivers, lakes, and swamps are important in controlling nutrient flow, pH, and organic matter to water bodies (Barrella *et al.* 2009). However, these areas are quite unpredictable for terrestrial organisms, imposing a complex dynamic due to flooding that can be permanent or seasonal (Bayley 1995). In fact, these transitional áreas generally maintain lower plant diversity and higher species dominance than surrounding vegetation (Pedreira & Sousa 2011, Arias *et al.* 2018), with more tolerant species restricted to the water line (Ribeiro & Brown 2006, Pedreira & Sousa 2011). Conversely, during prolonged periods of drought, such habitats may demonstrate patterns of diversity characteristic of a natural herb-shrub succession on recently dried out soils (Cabral *et al.* 2009).

However, even if water oscillations cause short-term biotic and abiotic changes in forest-water habitats (i.e. in ecological time), they comprise evolutionarily productive environments, subject to various species adaptations (Carvalho *et al.* 2006, Pedreira & Sousa 2011, Fonseca-Silva *et al.* 2018).

For instance, ecotones may be remarkably constant, in terms of canopy structure (Barbosa 2014). Such structure may provide suitable habitats for numerous insects (Ribeiro & Basset 2007, 2012; Sanches *et al.* 2010, Lourenço *et al.* 2019). Tree crown architecture, emergent canopy traits (Campos *et al.* 2006, Neves *et al.* 2013), and enemy-related risks (Espírito-Santo *et al.* 2012, Ribeiro *et al.* 2013, Lourenço *et al.* 2015) are important features that influence insect distribution in the canopy. In forest-lake ecotones, for example, many typical Upper canopy attributes might prevail, as tree crowns are brought low (*sensu* Lourenço *et al.* 2019), growing towards adjoining lakes or open vegetation while seeking light and space. It follows that the insect fauna typical of an Upper canopy is expected to occur in brought low canopies, as already described for butterflies (Lourenço *et al.* 2019) and ants (Campos *et al.* 2006; Yamazaki *et al.* 2016) in forest-lakes ecotones of the Brazilian Atlantic Rainforest.

In contrast, the soil arthropod fauna found in forest-lake ecotones – susceptible to seasonal flooding – may have specific survival strategies, changing or constructing their nests in places with minimal influence from water (Elahi 2005, Soares *et al.* 2013), synchronizing their development cycles with optimal seasons, or migrating during critical periods (Ramey & Richardson 2017). These oscillations in water level, influenced by rainfall seasonality, are responsible for the relatively low alpha diversity found in these conditions, compared to adjacent soil communities, in contrast with high beta diversity (*i.e.* species turnover). This pattern is expected to occur, as species that have migrated to the interior of the forest during floods may return to the ecotone during the dry period, along with new events of species invasion between seasons (Ramey & Richardson 2017). Nevertheless, because most studies are shorter than five years long, hardly the fluctuation on the intensity of flooding between Years have been described from an ecological perspective, neither its effects on insect fauna. For the Neotropical region, for instance, the Pacific decadal variation, which defines the El Niño years, also defines drier or wetter sequences of Years between decades (Ribeiro & Brown 2002, Coelho *et al.* 2015a, 2015b, Pereira 2017).

Concerning the ant fauna associated with forest-lake ecotones, evidence suggests that such transient conditions favour a few tolerant soil-dwelling species, which might act as environmental

engineers and accelerate the successional dynamics when water retreats for long periods of time, allowing the forest to develop (Costa *et al.* 2010). In fact, ants play a central role in the natural regeneration of open areas, as they are effective in seed removal and secondary seed dispersal (Arruda *et al.* 2020; Gallegos *et al.* 2014; Anjos *et al.* 2020). Thus, ant species are able of overcoming ecotonal environmental filters, i.e. tolerant and generalist species, are determinants of natural succession, a process already described for riparian areas (Costa *et al.* 2010, Ribas *et al.* 2012, Leal *et al.* 2014). In contrast, current evidence indicates that most ant species are not able to adapt or tolerate habitat unpredictability, whether caused by anthropogenic (Arruda *et al.* 2020) or natural disturbances, such as seasonal flooding (Mertl *et al.* 2009).

In this study, we tested the hypothesis that forest-lake ecotones subjected to seasonal flooding and the fluctuation between years in flooding intensity represent environmental filters to soil ants, but not for canopy ants. We predicted that disturbance caused by flooding dynamics would lead to distinct ant species assemblages (i.e. richness, abundance, and composition) When comparing ecotones and forest interiors, regardless of the particularities of each riparian forest. Furthermore, we expect that soil ant assemblages, when compared to canopy ones, would be more strongly impacted by ecotones' conditions, e.g. the negative effect of flooding unpredictability would be stronger on the soil ant species distribution. We also predict that regardless of the similarity in the composition of the sampled communities, ants will show a pattern in the response of the studied variables. Finally, we expected to find differences in ant assemblages between seasons, as the environmental filters in ecotones must be stronger during the rainy season (Rodrigues & Leitão Filho, 1990, Naiman *et al.* 2005). This is a long-term ecological research (LTER) project, and the sample period used to test these hypotheses was a remarkably dry period for the study area (Antunes & Cupolillo 2018), thus, a low inundation momentum in the between-years flooding fluctuation dynamics, with vegetation succession already happening on the open sunny areas.

2.3 - MATERIAL AND METHODS

2.3.1 - Study Area

We studied ecotones formed by forest-lake transitions susceptible to seasonal flooding. These ecotones are located in two conservation areas in the Brazilian Atlantic Forest domain: the Itacolomi State Park (20° 22' – 20° 30' S, 43° 32' – 43° 22' W), at 1400 m a.s.l. and Rio Doce State Park (19° 45' – 19° 30' S, 42° 38' – 48° 28' W), at 200 m a.s.l. The Itacolomi State Park covers an area of 7543 ha and has a moderate climate with temperate dry winters (from June to September) and hot summers (from November to March). The average annual temperature ranges from 17.4 °C to 19.8 °C, with annual average rainfall between 1100 and 1800 mm (Lima 2009, Fagundes *et al.* 2012). We studied two ecotone sites in this park, in paludal forests (swamps) located in areas with permanent and seasonal flooding along the stream (Manso stream).

The Rio Doce State Park has an area of approximately 36000 ha and a seasonal climate with dry and rainy seasons (SOCT 1981). The annual average temperature varies between 20 °C and 22 °C, reaching 40 °C in summer and 30 °C in winter. The rainfall regime consists of rainy months in the summer (from November to March), with an annual average rainfall of 1480 mm and a well-defined dry season of four to five months in the winter (from June to September). This park contains the largest lacustric system in the Neotropical region, surrounded by forests with swampy areas subjected to temporary flooding in the summer. We studied three ecotone sites in this park, formed by forest-lake transitions which are subjected to seasonal flooding.

2.3.2- Experimental design and ant sampling

At each one of the five ecotone sites, we defined two transects of 250 m in length. These two transects were established by randomly selecting a starting point. The first transect was located in the ecotone (flood zone), located 10 m from the water line, and the second was parallel to the first, about 50 m closer to the forest interior. The adjacent forest was used as an ecotone control because it is not directly affected by flooding. Along each transect we defined 10 points, 25 m apart

from one another. At each point we installed paired pitfall traps to sample soil and arboreal ant assemblages: one in the ground and one in the trunk of the closest tree (trunk diameter > 30 cm), at a height of approximately 1.6 m. Pitfall traps consisted of 10 cm diameter pots filled with water, salt, and detergent and they remained in the field for 48 h. To increase representativeness, we performed ant sampling in the dry (March 2015 and 2016) and rainy season (December 2014 and 2015), over two consecutive years. The years sampled were characterized as of low rainfall, causing less intense or none flooding in the transition areas (Antunes & Cupolillo 2018).

The sampled ants were sorted and identified at the lowest possible taxonomic level (genus or species). Genus level was determined using the taxonomic key from Baccaro *et al.* (2015), while species level was determined by comparison with the collection of the Laboratory of Evolutionary Ecology of Canopy Insects and Natural Succession (Universidade Federal de Ouro Preto) and confirmed by a specialist (Prof. Rodrigo dos Santos Machado Feitosa, Universidade Federal do Paraná).

2.3.3 - Data analysis

In order to test the prediction that soil ant assemblages in ecotones are distinct from those of the forest interior, we used Generalized Linear Mixed Models (GLMMs). Likewise, we used GLMMs to test whether soil ants are more susceptible to the effects of flooding than canopy ants. In these models the number of individuals (total abundance) and species number (richness) per transect were considered as response variables. The studied sites nested into sampling seasons were included as predictor variables of random effects (i.e. sites | seasons), while the habitats (ecotone vs. forest), strata (tree vs. soil), and season (rainy and dry) represented predictive variables of fixed effects. The data for all models followed the Poisson distribution. We built distinct models for soil and canopy ant fauna. The GLMMs were constructed using the lme4 package for R software (R Core Team 2018). The Akaike criterion was used to define the random effect structure (Burnham *et al.* 2011), and predictive variables were selected according to the P-value (alpha = 0.05%) returned by multiple model comparison.

To test the dissimilarity of ant species composition between habitats (ecotone and forest) and strata (soil and tree) and season (rainy and dry) we carried out a permutational analyses of variance (PERMANOVA, Anderson 2001). When the PERMANOVA indicated significantly different groups, we performed a Similarity Percentage Analysis (SIMPER, Clarke 1993) to assess the contribution of each species within each group. Finally, we represented species dissimilarities between groups using Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS), based on the Bray-Curtis index, from a matrix of species abundance by habitat, strata and season. The same analysis was performed to verify if a standard response of the ant community occurs is independent of the community composition, we tested similarity of the studied ecotones. All statistical analyses were performed in the R software environment, version 5.3.1 (R Development Team 2018).

2.4- RESULTS

We sampled a total of 163 ant species distributed among 40 genera (Electronic Supplementary Material). Ant abundance was Always higher in the ecotone than in the adjacent forest, both for soil and canopy ants (Soil: $\chi^2_{(1,4)} = 167.08$; $p < 0.01$; Canopy: $\chi^2_{(1,4)} = 304.41$; $p < 0.01$, Fig. 1A, B). The species richness of soil ants in the ecotones did not differ from that found in the adjacent forest ($\chi^2_{(1,4)} = 0.21$; $p = 0.65$, Fig. 2A). However, in the canopy, the ecotone was richer than the adjacent forest ($\chi^2_{(1,4)} = 12.17$; $p < 0.01$, Fig. 2B).

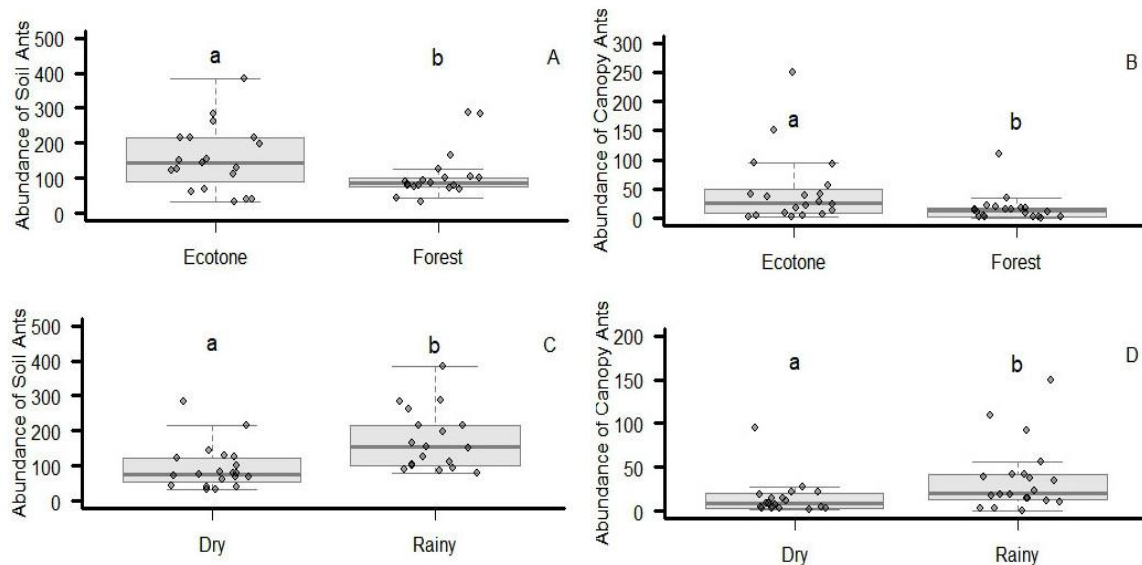


Figure 1. The abundance of ants in the ecotone is higher than in the interior adjacent forest, both for soil (A) and canopy (B) fauna. The abundance of ants in the rainy season is higher than in the dry season, both for soil (C) and canopy (D) ants.

In addition, ant abundance varied between seasons, being higher in the rainy than in the dry season (Soil: $\chi^2_{(1,4)} = 8.85$; $p=0.003$; Canopy: $\chi^2_{(1,4)} = 4.79$; $p= 0.03$, Fig. 1C, D). Likewise, the richness of soil and canopy ants was higher in the ecotones in the rainy season (Soil: $\chi^2_{(1,4)} = 3.59$; $p=0.057$, Fig. 2C, Canopy: $(\chi^2_{(1,4)} = 5.04$; $p=0.03$, Fig. 2D).

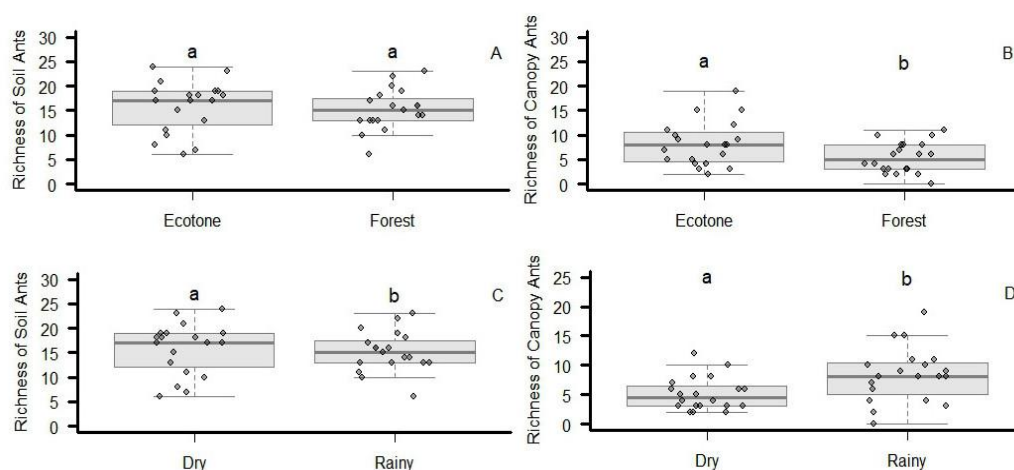


Figure 2. The richness of soil ants in the ecotone is not different from that found in the forest interior (A). The richness of canopy ants is higher in the ecotone than that found in the forest interior (B). Ant richness is greater in the rainy season. When compared to the dry season, a pattern found for both soil (C) and canopy (D) ants.

Although the ant species composition in the studied ecotones had totally different (Fig. 3) the species composition distribution followed a similar pattern, regardless of the particularities of each area. There was no difference between ants species composition When comparing ecotones and adjacent forests (PERMANOVA: $R = 0.013$, $P = 0.218$), for either soil or canopy assemblages. The species exclusive to the ecotones represented about 33% ($n = 53$) of the total recorded species. In the adjacent forests we registered 32 unique species, which represented 20% of the total. Overall, the habitats shared 47% ($n = 77$) of the species recorded.

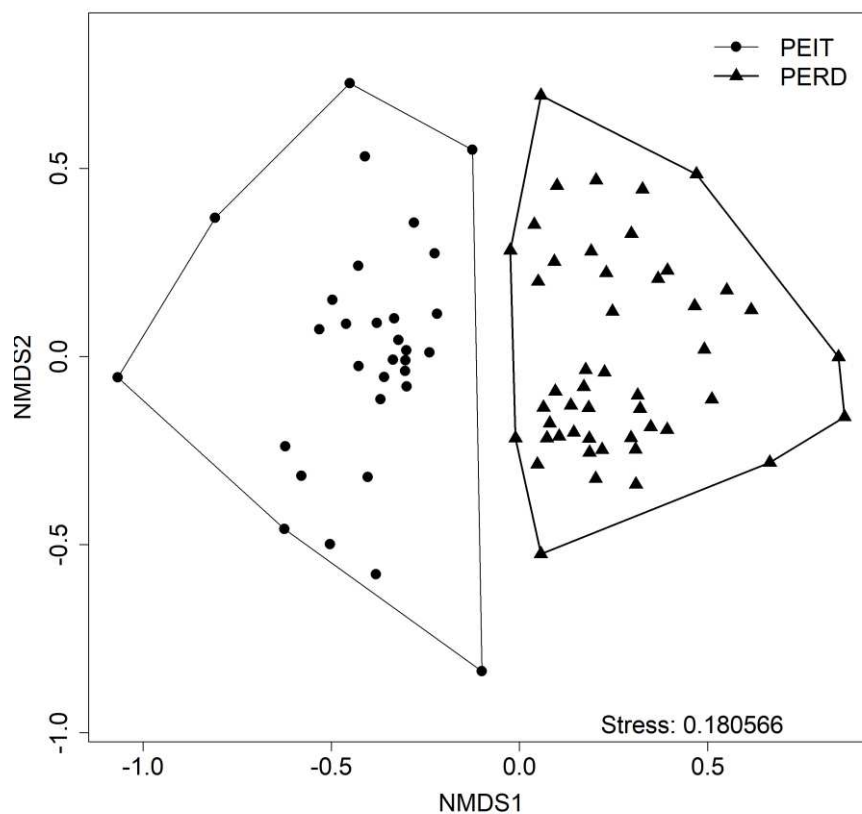


Figure 3. Ant species composition represented by Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS), differentiating ant fauna from upper and lower altitudes along the river basin.

In contrast, we found that ant composition differed between soil and canopy strata (PERMANOVA: $R = 0.05194$, $P = 0.001$, Fig. 4A). The species that occurred exclusively on the soil represented about 39% ($n = 64$) of the total, while exclusively arboreal species comprised 20% of the total (i.e. 33 species). Overall, the distinct strata shared 49% of sampled species. Finally, we observed

that ant species composition differed between the studied seasons (PERMANOVA: $R = 0.01865$, $P = 0.01$, Fig. 4B).

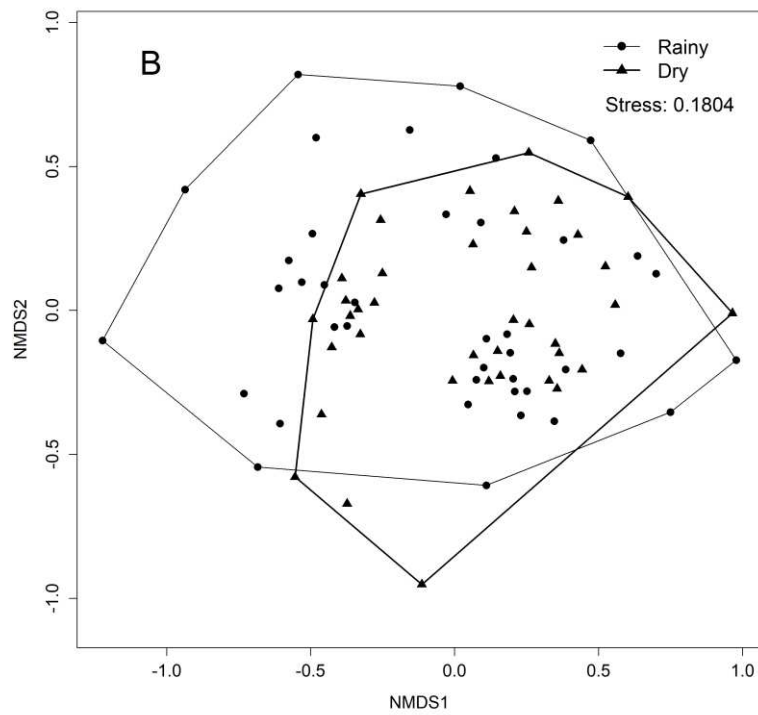
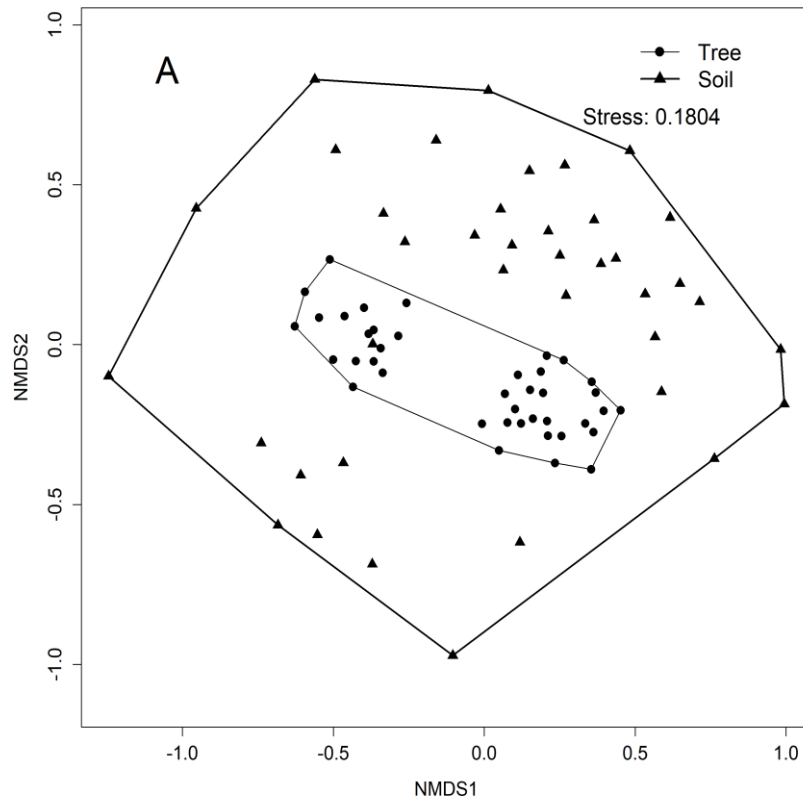


Figure 4. Ant species composition represented by Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). We found differentiation of ant fauna composition between stratum: canopy (circles) ants represent a sub set of the soil fauna (triangles) (A). We also found differentiation of ant fauna composition between rainy (circle) and dry (triangles) seasons (B)

2.5- DISCUSSION

We found that the abundance of ants was higher in the ecotones than in the adjacent forest. Likewise, the species richness of arboreal ants was higher in the ecotones than inside the forest. Ant species composition was similar between ecotones and adjacent forest interiors, although it differed between strata (i.e. soil vs. canopy) and between seasons. Also, ant abundance was higher during the rainy season, evidencing the stronger negative effect of the ecotone environmental filter in drier conditions.

The ecotones supported a higher abundance of soil ants and richness of canopy ants when compared to adjacent forests. Several studies have suggested that ecotones support a higher abundance of invertebrate fauna than contiguous habitats (Hering & Plachter 1997, Dangerfield *et al.* 2003, Kark 2013, Ramey & Richardson 2017). These unique and transitional habitats are capable of supporting species from distinct peripheral areas (Kark 2013, Ramey & Richardson 2017), as they represent a resource-rich environment (Bayley 1995, Ballinger *et al.* 2007, Ramey & Richardson 2017). In ecotones composing ashore habitats, sediment deposition and oscillations caused by seasonal flooding create a favourable environment with new resource opportunities in the shore line habitats, allowing rapid colonization after floods (Horrocks *et al.* 2012). Indeed, we observed greater activity and recruitment of omnivorous, opportunistic, and numerically dominant species in the ecotones, such as *Camponotus atriceps*, *C. rufipes*, *Pheidole aff. reflexans*, and species of the genus *Solenopsis*, which are good colonizers of extreme and unpredictable environments (Baccaro *et al.* 2015). As our samples were taken within a sequence of exceptionally dry years, the ecotone soil was particularly more drained than usual, allowing the establishment of pioneer herb species, and a successional dynamic that certainly favours these above mentioned species.

The species richness of soil ant species in ecotones was similar to that found in the adjacent

forest, contrary to our expectations, most likely related to the increase of herbaceous plant biomass in the transition zone. However, the species richness of canopy ants was higher in the ecotones. Studying the same system some years before, Coelho and Ribeiro (2006) found that ground foraging species richness was lower in ecotones than in adjacent forests. As they sampled in a period of more accentuated seasonal variation, and greater rainfall than the present study, Coelho and Ribeiro (2006) found a more severe environmental filter caused by flooding, thus a reduced ant species numbers in the ecotone. Our experience in studying this forest for 20 years have shown that ant species populations respond promptly to opportunities created by any change in environmental conditions, such as rainfall, as now observed, or other subtle habitat changes as well (Campos *et al.* 2006, Ribeiro *et al.* 2008). Hence, in a few years of dry soil exposed, due to the reduction in the flooding intensity, was sufficient to accelerate invasion and establishment of an increased number of species in the ecotones.

Reduction in the number of soil ant species has been commonly observed in places that experienced disturbances, which is, however, related to the intensity that disturbance occurs (Ballinger *et al.* 2007, Mertli *et al.* 2009, Philpott *et al.* 2010). This reduction may be a consequence of habitat loss (Campos *et al.* 2007, Paolucci *et al.* 2010, Philpott *et al.* 2010), thus, due to loss of less tolerant and more demanding species, which are not adapted to changes imposed by disturbances (or environmental filters). In addition, disturbances in the top soil may reshape the entire community, favoring generalists, such as Pheidole (Arruda *et al.* 2020). Disturbances can also drive faunal succession, which may present a directional (Campos *et al.* 2007) or random pattern (Paolucci *et al.* 2010), but usually played by opportunistic species (Bayley 1995). On the other hand, this soil unpredictability caused by disturbances creates new habitats, eventually favoring both alpha and beta diversity of a landscape (Bayley 1995, Ramey & Richardson 2017).

We expected to find increased diversity of canopy ants in ecotones that were little influenced by flooding. However, we found higher abundance and richness in the ecotones, and the abundance pattern for canopy ants was more similar between ecotones than between the ecotone and adjacent forest. Previous studies of the same system also observed that canopy ant richness was higher in

ecotones, particularly during the rainy season (Campos *et al.* 2006). Moreover, some ecotonal species have developed survival strategies to manage the hazards of transitional environments, adaptations that may range from displacement of nests to above-ground areas to the formation of rafts as a way to move the nest to a safer location (Lude *et al.* 1999, Philpott *et al.* 2010, Soares *et al.* 2013). These strategies vary between communities experiencing flooding and are stronger and more visible depending on the frequency and duration of inundation. (Philpott *et al.* 2010).

In addition, we found no differences in species composition between ecotones and adjacent forest. While comparing habitat strata, on the other hand, there was a difference in species composition, where the canopy ants represented a subset of the soil ants. We observed that some species of soil ants are capable of occupying the canopy. Several form numerically dominant colonies that are territorial and aggressive (Parr & Gibb 2010, Fagundes *et al.* 2017, Dejean *et al.* 2015, 2019). Several studies have shown that dominant ants are important in structuring the spatial distribution of co-occurring species (Sanders *et al.* 2007, Blüthgen & Stork 2007, Ribeiro *et al.* 2013, Dejean *et al.* 2015, 2019). For example, the dominant species may quite frequently forage in the soil, also taking advantage of low level canopies, as found by Lourenço *et al.* (2015) in the same studied forest. Particularities of ant species dominance, habitat, and stratum usage is provided in the supplementary material.

We observed that in the rainy season there was an increase in soil ant abundance in both studied habitats (ecotone and forest), with a stronger effect in the ecotone soil. Regardless a low pluviosity in the studied years, even subtle changes in the level of surface water and ground water may influence the level of water logging of the soil (Rodrigues and Leitão Filho, 2009). The flooding dynamic experienced by water-forest ecotones creates a resource-rich environment, facilitating the arrival of opportunistic species after each inundation pulse (Ramey & Richardson 2017). Simultaneously, the stress imposed by such abiotic conditions favours only tolerant species (Sommer *et al.* 2017). Thus, the flood zones shape the organization of flora and fauna that respond to the direct effects caused by precipitation (Bayley 1995, Naiman *et al.* 2005, Paetzold *et al.* 2008, Mertlet *et al.* 2009, Ramey and Richardson 2017). A great deal of evidence of insect population variations between dry and wet seasons

is available (e.g. Frith&Frith 1990, Pinheiro *et al.* 2002). The increase in the abundance of soil ants in the rainy season is indicative of a seasonal increase in ant activity, which is generally synchronized with periods of greater reproduction, hatching, and foraging, that also matches periods of greater availability of food resources and better microclimatic conditions (Wolda 1978, Araújo 2013). For canopy ants, the rainy season also promoted an increase in abundance and richness in both studied habitats (ecotone and forest), with pronounced effect on the ecotones. However, no additional ecological filters for ecotone canopies were observed than those that are usually associated with any upper canopy within the forest.

Our data indicates that the ant species richness and composition in environments subject to unpredictable flooding, even in years where the flood is more subtle, are influenced by species within the adjacent forest, evidenced by the composition similarity between ecotone and forest. Therefore, our results suggest that soil ant species richness, in the same way as soil ant composition, is influenced by local idiosyncrasies. Furthermore, it is probable that flooding could be considered as a limiting factor, since there is insufficient time for colonization by species coming from areas beyond the adjacent forest interior (or even from the canopy), creating a particular ecotonal community, subject of inter-annual fluctuation in flooding dynamics.

In conclusion, forest-water ecotones are environments with abiotic peculiarities that are reflected in the temporal dynamics of ant assemblages. Although it may be a favourable and productive environment (Bayley 1995) for recolonization by some species, the flood pulses, and its long-term fluctuations experienced by the ecotone restrict the soil ant assemblages more than the canopy fauna.

2.6 - ACKNOWLEDGMENT

We thank the funding agencies CNPQ and FAPEMIG for funding the project. IEF for field support. Brito, MF and Costa, FV acknowledges CAPES for their scholarship. Ribeiro SP is a CNPq granted researcher. To the Itacolomi State Parks and the Rio Doce State Park for the support during the samplings. To laboratory colleagues who are always willing to help during field work and in the laboratory work.

2.7 – REFERENCES

- Anderson M. J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1): 32–46. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Anjos D. V., Leal L. C., Jordano P., & Del-Claro K. (2020). Ants as diaspore removers of non-myrmecochorous plants: a meta-analysis. *Oikos*.
- Antunes D.A & Cupolillo F. (2018) Análise do balanço hídrico climatológico decenal do Parque Estadual do Rio Doce-PERD e entorno: Climatologia de 2005-2015 comparada com o ano anômalo 2013-2014. *Revista Brasileira de Climatologia*, 14: 342-356. ISSN: 2237-8642
- Araújo W.S. (2013) A importância de fatores temporais para a distribuição de insetos herbívoros em sistemas Neotropicais. *Revista de Biologia* 10(1): 1–7. DOI: 10.7594/revbio.10.01.01
- Arias M.E., Wittmann F., Parolin P., Murray-Hudson M. & Cochrane T.A. (2018) Interactions between flooding and upland disturbance drives species diversity in large river floodplains. *Hydrobiologia* 814: 5–17. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2664-3>
- Arruda A.J., Costa F.V., Guerra T.J., Junqueira P.A., Dayrell R.L.C., Messeder J.V.S., Rodrigues H.T.S., Buisson E. & Silveira F.A.O. (2020) Topsoil disturbance shapes diaspore interactions with ground-foraging animals in a megadiverse grassland. *Journal of Vegetation Science* 31(6): 1039-1052 <https://doi.org/10.1111/jvs.12866>
- Baccaro, F.B., Feitosa, R.M., Fernandez, F., Fernandes, I.O., Izzo, T.J., Souza, J.L.P., Solar, R., 2015. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Editora INPA, Manaus. <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.32912>.
- Ballinger A., Lake P.S. & Nally R. (2007) Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and long-term effects of flooding on ant assemblages in a flood plain forest. *Oecologia* 152:227–238 DOI 10.1007/s00442-006-0648-0
- Barbosa B.C. (2014) Arquitetura de ramos, alocação de biomassa e herbivoria em duas espécies arbóreas com diferentes histórias de vida em uma Floresta Tropical Semidecidual. M.Sc. Thesis, Universidade Federal de Minas Gerais. 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUOS-9K5HF7>
- Barrella W., Petreire Jr. M., Smith W.S. & Montang L.F.A. (2009) As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues R.R. & Leitão-Filho H.F. (eds). *Matas Ciliares Conservação e Recuperação*, pp. 187–207. Edusp, São Paulo, Br.
- Basset Y., Cizek L., Cuénoud P., Didham R.K., Guilhaumon F., Missa O., Novotny V., Ødegaard F., Roslin T., Schmid J., Tishechkin A.K., Winchester N.N., Roubik D.W., Aberlenc H.P., Bail J., Barrios H., Bridle J.R., Castaño-Meneses G., Corbara B., Curletti G., D., De Bakker D., Delabie J.H., Dejean A., Fagan L.L., Floren A., Kitching R.L., Medianero E., Miller S.E., Oliveira E.G., Orivel J., Pollet M., Rapp M., Ribeiro S.P., Roisin Y., Schmidt J.B., Sørensen, L. & Leponce M. (2012) Arthropod diversity in a tropical forest. *Science* 338: 1481–1484. DOI:10.1126/science.1226727
- Bayley P.B. (1995) Understanding large river: flood plain ecosystems. *Bioscience* 45(3):153-158.
- Blüthgen N. & Stork N.E. (2007) Ant mosaics in a tropical rain forest in Australia and elsewhere: A critical review. *Austral Ecology* 32: 93–104. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01744.x>

Burnham K.P., Anderson D.R. & Huyvaert K.P. (2011) AIC model selection and multi model inference in behavioural ecology: some background, observations, and comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65: 23–35. DOI 10.1007/s00265-010-1029-6

Cabral J.B.P., Fernandes L.A., Scopel I., Becegato V.A. & Fiori A.P. (2009) Avaliação do estado de assoreamento do reservatório de Cachoeira Dourada (GO/MG). *Sociedade & Natureza* 21: 97–119.

Campos R.I., Soares J.P., Martins R.P. & Ribeiro S.P. (2006). Effect of habitat structure on ant assemblages associated to two pioneer tree species. *Sociobiology* 47: 721–737.

Campos R.B.F., Schoereder J.H. & Speber C.F. (2007) Small-scale patch dynamics after disturbance in litterant communities. *Basic and Applied Ecology* 8: 36–43. doi:10.1016/j.baae.2006.03.010

Carvalho F.A., Nascimento M.T., Braga J.M.A. & Rodrigues P.J.F.P. (2006) Estrutura da comunidade arbórea da floresta atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57 (3): 503–518. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860200657309>

Clarke K.R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18:117–143.

Coelho I.R. & Ribeiro S.P. (2006) Environmental heterogeneity and seasonal effects in ground-dwelling ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. *Neotrop. Entomol.* 35: 19–29. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2006000100004>

Coelho CAS, de Oliveira CP, Ambrizzi T, Reboita MS, Carpenedo CB, Campos JLPS, Tomaziello ACN, Pampuch LA, Custódio MS, Dutra LMM, Da Rocha RP, Rehbein A. (2015a) The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. *Climate Dynamics*. 46(11): 3737–3752. doi:10.1007/s00382-015-2800-1.

Coelho C.A.S., Cardoso D.H.F., Firpo M.A.F. (2015b) Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology* 125(3): 769–784. doi:10.1007/s00704-015-1540-9.

Costa C.B., Ribeiro S.P. & Castro P.T.A. (2010) Ants as Bioindicators of Natural Succession in Savanna and Riparian Vegetation Impacted by Dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. *Restor. Ecol.* 18: 148–157. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00643.x>

Dangerfield J.M., Pik A.J., Britton D., Holmes A., Gillings M., Oliver I., Briscoe D. & Beattie A.J. (2003) Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* 28: 227–236. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01240.x>

Dejean A., Ryder S., Bolton B., Compin A., Leponce M., Azémar F., Céréghino R., Orivel J. & Corbara B. (2015) How territoriality and host-tree taxa determine the structure of ant mosaics. *Sci. Nat.* 102: 1–9. DOI: 10.1007/s00114-015-1282-7

Dejean A., Compin A., Delabie J.H.C., Azémar F., Corbara B. & Leponce M. (2019) Biotic and abiotic determinants of the formation of ant mosaics in primary Neotropical rain forests. *Ecol. Entomol.* 44: 1–11. <https://doi.org/10.1111/een.12735>

Elahi R. (2005) The effect of water on the ground nesting habits of the giant tropical ant, *Paraponera clavata*. *J. Insect Sci.* 5:34. Available online: insectscience.org/5.34

Espírito-Santo N.B., Ribeiro S.P. & Lopes J.F.S. (2012) Evidence of Competition Between Two Canopy Ant Species: Is Aggressive Behavior Innate or Shaped by a Competitive Environment? *Psyche*. 2012: 1–8. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/609106>

Fagundes R.S, Del Claro K., Ribeiro S.P. (2012) Effects of the trophobiont herbivore *Calloconophora pugionata* (Hemiptera) on ant fauna associated to Myrciaobovata (Myrtaceae) in a montane tropical forest. *Psyche* 2012:1-8 <https://doi.org/10.1155/2012/783945>

Fagundes R., Dáttilo W., Ribeiro S.P., Rico-Gray V., Jordano P. & Del-Claro K. (2017) Differences among ant species in plant protection are related to production of extrafloral nectar and degree of leaf herbivory. *Biological Journal of the Linnean Society* 122: 71–83. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blx059>

Fonseca-Silva F.M., Carvalho M.A. & Ribeiro S.P. (2018) Palynological evidence of vegetation change during the last 10,000 years in the mid-valley of the Rio Doce, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*. EpubNov 29, 2018. DOI: 10.1590/0102-33062018abb0128

Frith D. & Frith C. (1990) Seasonality of Litter Invertebrate Populations in an Australian Upland Tropical Rain Forest. *Biotropica* 22: 181–190. DOI: 10.2307/2388411

Gallegos S.C., Hensen I. & Schleuning M. (2014) Secondary dispersal by ants promotes forest regeneration after deforestation. *J. Ecol.* 102: 659–666. DOI: 10.1111/1365-2745.12226

Hering D. & Plachter H. (1997) Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: A feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia* 111: 261–270.

Horrocks G.F.B., Cunningham S.C., O’Dowd D.J., Thomson J.R. & MacNally R. (2012) Floodplain ants show a stronger response to an extensive flood than to variations in fallen-timber load. *Austral Ecology* 37: 518–528. DOI:10.1111/j.1442-9993.2011.02315.x

Kark S. (2013) Ecotones and Ecological Gradients. In: Meyers R.A. (ed.) *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*, pp. 147–160. Springer Science Business Media. New York.

Lamb EG, Mallik AU (2003) Plant species traits across a riparian-zone/forested ecotone. *Journal of Vegetation Science*. 14: 853-858. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02218.x>

Leal I.R., Wirth R. & Tabarelli M. (2014) The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified Neotropical Forests. *Biotropica* 46, 516–528. <https://doi.org/10.1111/btp.12126>

Lima G.P. (2009) Avaliação do regime hídrico, geológico e geomorfológico das florestas paludosas do Parque Estadual do Itacolomi: influência dos fatores abióticos sobre a composição florística e fitossociológica. Tese de Doutorado defendida pelo Programa de Evolução Crustal e Recursos Naturais da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.

Lourenço G.M., Campos R.B.F. & Ribeiro S.P. (2015) Spatial distribution of insect guilds in a tropical montane rain forest: effects of canopy structure and numerically dominant ants. *Arthropod Plant Interact.* (Print) 9: 163-174. DOI <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9359-y>

Lourenço G.M., Soares G.R., Santos T.P., Dáttilo W., Freitas A.V.L. & Ribeiro S.P. (2019) Equal but different: Natural ecotones are dissimilar to anthropic edges. *PLoS ONE* 14: e0213008. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213008>

Lude A., Heich M. & Plachter H. (1999) Life strategies of ants in unpredictable floodplain habitats of alpine rivers (Hymenoptera: Formicidae). *Entomologia Generalis* 24(2): 75-91. DOI:10.1127/entom.gen/24/1999/75

Mertl A.L., Wilkie K.T. & Traniello J.F.A (2009) Impact of Flooding on the Species Richness, Density and Composition of Amazonian Litter-Nesting Ants. *Biotropica* 41(5): 633–641

<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00520.x>

Naiman R.J. & Décamps H. (1990) *The Ecology and Management of Aquatic Terrestrial Ecotones*. UNESCO, Parthenon Publishing Group, Paris, Carnforth (UK).

Naiman R.J., Décamps H. & McClain M.E. (2005) *Riparia Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press.

Neves F.S., Sperber C.F., Campos R.I., Soares J.P. & Ribeiro S.P. (2013) Contrasting effects of sampling scale on insect herbivores distribution in response to canopy structure. *Revista de Biologia Tropical* 6: 125–137.

Paetzold A., Yoshimura C. & Tockner K. (2008) Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology* 45: 894–903. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01463.x

Paolucci L.N., Solar R.R.C & Schoereder J.H. (2010) Litter and Associated Ant Fauna Recovery Dynamics After a Complete Clearance. *Sociobiology* 55(1B): 133–144

Parr C.L. & Gibb H. (2010) Competition and the role of dominant ants. In: Lach L., Parr C.L. & Abbott K.L. (eds) *Ant Ecology*. Oxford University Press, UK. pp. 77–96.

Pedreira G. & Sousa H.C. (2011) Comunidade arbórea de uma mancha florestal permanentemente alagada e de sua vegetação adjacente em Ouro Preto-MG, Brasil. *Ciência Florestal* 21: 663–675.

Pereira D.N.B. (2017) Variabilidade hidroclimática: estudo de séries de precipitação da região hidrográfica do Paraná. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-07072017-110310/publico/DissertacaoDiegoNarcisoBuarquePereira.pdf>

Philpott SM, Perfecto I, Armbrrecht & Parr CL. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: Lach L, Parr CL & Abbott KL. *Ant Ecology*. Oxford University Press. p. 137 - 156.

Pinheiro F., Diniz I.R., Coelho D. & Bandeira M.P.S. (2002) Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27: 132–136.

Ramey T.L. & Richardson J.S. (2017) Terrestrial invertebrates in the riparian zone: mechanisms underlying their unique diversity. *BioScience*. 67: 808–819. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>

R Core Team (2018) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Version 1.1.453.

Ribas C.R., Campos R.B.F., Schmidt F.A. & Solar R.R.C. (2012) Ants as Indicators in Brazil: A Review with Suggestions to Improve the Use of Ants in Environmental Monitoring Programs. *Psyche*: 1–23. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/636749>

Ribeiro, S. P. & Brown, V. K., (2002) Tree species monodominance or species-rich savannas: the influence of abiotic factors in designing plant communities of the Brazilian cerrado and the Pantanal matogrossense - a review. *Ecotropica* (Bonn). v.8, p.31 - 45.

Ribeiro S.P. & Brown V.K. (2006) Prevalence of monodominant vigorous tree populations in the tropics: herbivory pressure on *Tabebuia* species in very different habitats. *Journal of Ecology* 94: 932–941. <https://doi.org/10.1111/j.13652745.2006.01133.x>

Ribeiro S.P. & Basset Y. (2007) Gall-forming and free-feeding herbivory along vertical gradients in a lowland tropical rainforest: the importance of leaf sclerophyll. *Ecography* 30:663–672. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05083.x>

Ribeiro S.P., Espírito-Santo N.B., Delabie J.H.C. & Majer J.D. (2013) Competition, resources and the ant (Hymenoptera: Formicidae) mosaic: a comparison of upper and lower canopy. *Myrmecological News* 18: 113–120.

Rodrigues R.R. & Leitão Filho H.F. (2009) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp, 2009. 320 pp.

Ronque M.U., Azevedo-Silva M., Mori G.M., Souza A.P. & Oliveira P.S. (2016) Three ways to distinguish species: using behavioural, ecological, and molecular data to tell apart two closely related ants, *Camponotus renggeri* and *Camponotus rufipes* (Hymenoptera: Formicidae). *Zool. J. Linnean Soc.* 176: 170–181.

Sanches M.C., Ribeiro S.P., Dalvi V.C., Silva Júnior M.B., Sousa H.C. & Lemos-Filho J.P. (2010) Differential leaf traits of a neotropical tree *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze (Lecythidaceae): comparing saplings and emergent trees. *Trees*. 24: 79–88.

Sanders N.J., Crutsinger G.M., Dunn R.R., Majer J.D. & Delabie J.H.C. (2007) An Ant Mosaic Revisited: Dominant Ant Species Disassemble Arboreal Ant Communities but Co-occur Randomly. *Biotropica* 39: 422–427. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00263.x>

Silva R.R., Feitosa R.S.M. & Eberhardt F. (2007) Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the Southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 240: 61–69. doi:10.1016/j.foreco.2006.12.002

Soares S.A., Suarez Y.R., Fernandes W.D., Tenório P.M.S., Delabie J.H.C. & Antonialli-Junior W.F. (2013) Temporal variation in the composition of ant assemblages (Hymenoptera, Formicidae) on trees in the Pantanal floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 57:84–90. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262013000100013>

SOCT- SISTEMA OPERACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA (1981) Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC. Programa de pesquisas ecológicas do Parque Estadual do Rio Doce. Belo Horizonte v.2.

Sommer B., Beger M., Harrison P.L., Babcock R.C., & Pandolfi J.M. (2017) Differential response to abiotic stress controls species distributions at biogeographic transition zones. *Ecography*. 41(3): 478–490 <https://doi.org/10.1111/ecog.02986>

Vasconcelos H.L., Vilhena J.M.S., Facure K.G. & Albernaz A.L.K.M. (2010) Patterns of ant species diversity and turnover across 2000 km of Amazonian flood plain forest. *J. Biogeogr.* 37: 432–440. DOI:10.1111/j.1365-2699.2009.02230.x

Wolda H. (1978) Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369–381. DOI: 10.2307/3789

Yamazaki L., Dambroz J., Meurer E., Vindica V.F., Delabie J.H.C., Marques M.I., Batirolla L.D. (2016). Ant community (Hymenoptera: Formicidae) associated with *Callisthene fasciculata* (Spr.) Mart. (Vochysiaceae) canopies in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. *Sociobiology*, 63(2), 735–743

2.8- SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table1. Ant species recorded within the Conservation units. The numbers refer to the total ant abundance sampled in each habitat (ecotone and forest) and in each stratum (canopy and soil)

	ECOTONE				FOREST			
	Tree		Soil		Tree		oil	
	Rainy	Dry	Rainy	Dry	Rainy	Dry	Rainy	Dry
<i>Acanthoponeramucronata</i>	2							
<i>Acromyrmexaspersus</i>			324	5			75	15
<i>Acromyrmexcrassispinus</i>				3	2	2		17
<i>Acromyrmex sp2</i>			1	5				
<i>Acromyrmexsubterraneus</i>				3			3	3
<i>Apterostigmaauriculatum</i>			1	1			2	
<i>Atta sexdens</i>			2					
<i>Azteca sp1</i>	1	3		21				
<i>Azteca sp2</i>	2	2						
<i>Azteca sp3</i>		1						

<i>Brachymyrmex sp1</i>	68		2		2		1	
<i>Brachymyrmex sp2</i>		2			1		10	2
<i>Brachymyrmex sp3</i>	1	1	1	2			1	2
<i>Camponotus (Myrmaphaenus) sp1</i>		4	7		3		1	239
<i>Camponotus (Myrmobrachis) sp1</i>		6	6 20	3	3		1	20 4
<i>Camponotus (Myrmobrachis) sp2</i>			2	12			4	205
<i>Camponotus (Myrmobrachis) sp3</i>		1		3				
<i>Camponotus nr. alboannulatus</i>		5	1 2		2			
<i>Camponotus ager</i>		4	15	13	10		2	52 16
<i>Camponotus atriceps</i>		2	21 137	16	4		1	28 18
		8						
<i>Camponotus bidens</i>		2	6					
<i>Camponotus blandus</i>				8				42
<i>Camponotus bonariensis</i>				1			5	
<i>Camponotus cameranoi</i>		1						
<i>Camponotus cingulatus</i>		4	52 12	39	4		36	22
		3						
<i>Camponotus crassus</i>			1		2		1	
<i>Camponotus fastigatus</i>				1				

<i>Camponotus imitator</i>				1					
<i>Camponotus melanoticus</i>				6		1			
<i>Camponotus novogranadensis</i>				15		19		2	2
<i>Camponotus renggeri</i>									1
<i>Camponotus rufipes</i>			1	2	390	56	26		175
<i>Camponotus nr. senex</i>			3	7		1			3
<i>Camponotus sericeiventris</i>	3		7	2		2		1	1
<i>Camponotus sp1</i>			3			1			
<i>Camponotus sp2</i>			6						1
<i>Camponotus sp3</i>			1						
<i>Camponotus sp4</i>			3						
<i>Camponotus sp18</i>									1
<i>Camponotus sp19</i>				1					
<i>Camponotus sp20</i>			1					1	
<i>Camponotus sp24</i>	37			12		16		1	
<i>Camponotus sp25</i>						1			
<i>Camponotus sp32</i>	1			5				2	

<i>Camponotus sp33</i>	7			1		
<i>Camponotus sp35</i>				1		
<i>Camponotus sp36</i>						1
<i>Camponotus sp37</i>						1
<i>Camponotus vittatus</i>	3	3	6	1		17
<i>Cephalotes atratus</i>		4	1	6		1
<i>Cephalotes minutus</i>		1		1		
<i>Cephalotes pinelli</i>		13				8
<i>Cephalotes pusillus</i>		6	4	1		
<i>Cephalotes sp1</i>		3				
<i>Cephalotes sp7</i>			1			
<i>Cephalotes sp8</i>				1		
<i>Crematogaster acuta</i>		3		2	1	3
<i>Crematogaster ampla</i>		3				1
<i>Crematogaster sp1</i>		1				
<i>Crematogaster carinata</i>				1		
<i>Crematogaster evallans</i>		3		6	57	7
<i>Crematogaster limata</i>		2		2		8
						1

<i>Crematogaster sp2</i>	1	1	1	1		1	2	2
			4					
<i>Crematogasternr. flavosensitiva</i>		1						
<i>Cyphomyrmex sp1</i>				1				1
<i>Cyphomyrmexrimosus</i>				1				
<i>Cyphomyrmexsalvini</i>	1		2			1	1	
<i>Dolichoderusbidens</i>	1							
<i>Dolichoderusimitator</i>	3	4	4	7		9	4	6
<i>Dolichoderus sp1</i>						2		
<i>Ecitonburchellii</i>			8			4	1	4
			7					
<i>Ecitonquadriglume</i>			19	5				58
<i>Ectatommapermagnum</i>		33	57			8	42	66
<i>Ectatomma sp22</i>			1					
<i>Ectatommatuberculatum</i>	7	3	6	10	110	1	14	16
						7		
<i>Gnamptogenyspleurodon</i>			2					
<i>Gnamptogenys sp1</i>		87	30					
<i>Gnamptogenysreichenspergeri</i>			3					

<i>Gnamptogenysstriatula</i>								1
<i>Heteroponeramayri</i>	1	1	2		1	1	1	1
<i>Hylomyrmabalzani</i>				1	1		1	3
<i>Hypoponeraforeli</i>			2				1	
<i>Hypoponera sp4</i>	1			1				
<i>Labiduscoecus</i>			1	44				16
<i>Labiduspraedator</i>	4		912				31	
<i>Leptogenysiheringi</i>			1	1				1
<i>Leptogenys sp1</i>				1				
<i>Linepithemanr. micans</i>	1		3			1	2	2
<i>Megalomyrmex sp1</i>							3	
<i>Monomorium sp1</i>						1		
<i>Monomoriumfloricola</i>			1					
<i>Mycocepurus sp1</i>			1					
<i>Myrmelachistacatharinae</i>					1			
<i>Myrmelachista sp1</i>				1				
<i>Myrmelachista sp2</i>	2							

<i>Neivamyrmex sp1</i>			1			
<i>Neoponeracrenata</i>	1			2	1	1
<i>Neoponeraobscuricornis</i>		9	15		10	10
<i>Neoponerarostrata</i>				1		
<i>Neoponerastriatinodis</i>	1					
<i>Neoponeravillosa</i>	1	1	4	2		
<i>Nesomyrmexechinatinodis</i>						1
<i>Nesomyrmex sp1</i>					2	
<i>Nesomyrmex sp3</i>	1					
<i>Nylanderia sp1</i>		6	3		1	2
<i>Nylanderia sp2</i>		4	1	3	15	3
<i>Nylanderia sp3</i>					1	
<i>Octostrumabalzani</i>			1			
<i>Odontomachusbauri</i>		6	11		10	7
<i>Odontomachusmeinerti</i>	1	2	2		5	3
<i>Odontomachus sp2</i>			1			4

<i>Pachycondylaharpax</i>			2		10			6		8
<i>Pachycondylastriata</i>			38		30	4		23		21
<i>Pheidoleflavens</i>			36		4			30		8
<i>Pheidolereflexans</i>	4		270		90	2		1	244	41
<i>Pheidole sp1</i>								1		
<i>Pheidole sp2</i>			1					2		
<i>Pheidole sp3</i>			3	15	10	5		33		20
<i>Pheidole sp4</i>			29		5	1		23		7
<i>Pheidole sp8</i>								1		1
<i>Pheidole sp13</i>								5		
<i>Pheidole sp14</i>			12			1		2		3
<i>Pheidole sp15</i>								1		
<i>Pheidole sp16</i>	1	1	96		9			118		3
<i>Pheidole sp17</i>			6		44			47		
<i>Pheidole sp18</i>			24							
<i>Pheidole sp19</i>										15
<i>Pheidole sp20</i>										7
<i>Pheidole sp23</i>										1

<i>Pheidole sp24</i>	1		1				
<i>Procryptocerus montanus</i>	1		2				
<i>Pseudomyrmex curacensis</i>			1				
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	2		2	1	1	1	3
<i>Pseudomyrmex laevivertex</i>							1 1
<i>Pseudomyrmex pallidus</i>			1		1		3
<i>Pseudomyrmex phyllophilus</i>				1			
<i>Pseudomyrmex nr. urbanus</i>	1						
<i>Pseudomyrmex sp3</i>			1				1 1
<i>Pseudomyrmex sp8</i>	1				2		
<i>Pseudomyrmex sp10</i>						1	
<i>Pseudomyrmex sp12</i>			2				2
<i>Pseudomyrmex sp13</i>	1		1				
<i>Pseudomyrmex sp14</i>	1						
<i>Pseudomyrmex sp15</i>	1						

<i>Pseudomyrmex sp18</i>						1		
<i>Pseudomyrmextenuis</i>	2	8	12			5	12	
<i>Pseudomyrmextermitearius</i>				1				
<i>Sericomyrmexmayri</i>		191	103			806	112	
<i>Sericomyrmex sp1</i>		1						
<i>Solenopsis invicta</i>	2	72	46	69		1	5	2
<i>Solenopsis sp1</i>						2		
<i>Solenopsis sp2</i>	3	2	37	4		1	9	7
<i>Solenopsis sp3</i>	132	10	36	80	9	5	11	9
<i>Solenopsis sp6</i>						1		
<i>Solenopsis sp7</i>		3				1		
<i>Solenopsis sp8</i>	1	72				3	2	
<i>Solenopsis sp9</i>						1		
<i>Strumigenysnr. schmalzi</i>		1						
<i>Strumigenys sp.</i>		1						
<i>Tapinomaatriceps</i>		1		1				
<i>Trachymyrmexbugnion</i>				1		2	1	

<i>Wasmanniaaffinis</i>	5	16	7	2	1	12		
<i>Wasmanniarochai</i>				2		2		
Total antabundance	447	43	3133	977	468	2	2232	911

3- CAPÍTULO 2: Formigas bioindicadoras de ambientes contaminados por rejeito de minério.

Brito MF1, Campos RBF2, Costa FV3, Lopes I4, Quintão FO4, Anjos MB4, Felisberto BH4, Feitosa R5, Windmoller CC6 & Ribeiro SP3,4

1. Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brazil
2. Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Gestão Integrada do Território. Universidade do Vale do Rio Doce.
3. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais Brazil
4. Laboratório de Ecologia do Adoecimento. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais Brazil
5. Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná Brazil
- 6- Departamento de Química. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG Brazil

Corresponding author: Maria Fernanda Brito, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. E-mail: febritobio@gmail.com

3.1 - RESUMO

O rompimento da barragem de Fundão, no município de Mariana é considerado o pior desastre ambiental de mineração no mundo. O impacto do derramamento de rejeito sobre o ambiente atingiu e extrapolou os limites da calha do rio, causando destruição e contaminação por metais e outros produtos usados no beneficiamento do minério, nas florestas ripárias e nos organismos que vivem ou dependem destes ecossistemas. As formigas são organismos abundantes presentes em todos os ambientes e frequentemente são usadas como modelos de bioindicação, devido a rápida resposta às mudanças ambientais, importantes funções ecossistêmicas e facilidade de amostragem. Assim nosso foi objetivo avaliar os efeitos do impacto provocado pela percolação de rejeito no solo, sobre a comunidade de formigas em florestas ripárias da porção média do Rio Doce. A hipótese deste trabalho é que a degradação de ecossistemas ciliares provocada pela deposição do rejeito afetou a frequência, as diversidades alpha, beta e abundância de espécies de formigas, sendo este portanto, um grupo modelo para a indicação deste impacto. Essa hipótese é baseada na predição de que as mudanças físicas e a contaminação do solo por metais pesados decorrentes do impacto causado pelo rejeito, nas florestas ripárias reduziram a diversidade alpha, mas aumentaria a beta e abundância com predomínio de grupos funcionais generalistas, oportunistas e numericamente dominantes. Foram realizadas sete campanhas de amostragem de formigas ao longo de dois anos em florestas ripárias localizadas dentro dos limites do Parque Estadual do Rio Doce. Verificamos que o rejeito comprometeu as características físicas e químicas do solo. Os sedimentos maiores foram positivamente relacionados a algumas espécies mais frequentes (*E. permagnum*, *E. tuberculatum*, *C. crassus* e *Atta sexdens*), enquanto o aumento nas concentrações de ferro e manganês explicaram a frequência apenas de *Pheidoleaff.reflexans*. A presença do rejeito afetou a diversidade alpha e a abundância da mirmecofauna das florestas ripárias. Porém a diversidade beta não foi influenciada por nenhum dos parâmetros testados. Nenhuma das espécies amostradas foi considerada boa indicadora do distúrbio estudado, embora a frequência de *Pheidoleaff. reflexans* tenha sido maior nas áreas contaminadas. Assim reforçamos que as espécies de formigas dessa macrorregião são bastante tolerantes aos metais, porém não é possível afirmar nada sobre o efeito dos metais ao longo do tempo. Ademais, confirmamos a importância da conservação e manutenção das florestas circundantes como fonte de espécies para recolonização de ambientes impactados.

Palavras Chave: Contaminação, rejeito, metais pesados, bioindicação

3.2 - INTRODUÇÃO

Impactos antrópicos são considerados como um dos principais responsáveis pelas alterações dos ambientes naturais. Entre os impactos de origem humana, as atividades de extração mineral são responsáveis por mudanças irreversíveis na paisagem e conseqüentemente nas comunidades que compõe o ambiente (Milanez 2017). Em 2015, o rompimento de uma barragem de rejeitos de minério construída no município de Mariana, Minas Gerais, Brasil comprometeu cerca de 600 km do Rio Doce até a sua foz, tornando-o inóspito para a biota aquática e terrestre e para o uso e abastecimento de água (SEDRU 2016), além de aumentar a concentração de diversos metais na água como o ferro (Fe), manganês (Mn), alumínio (Al), arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni). (SEDRU 2016). Além disso, cerca de 1.469 hectares de vegetação que margeavam 77 km de cursos d'água foram destruídos ou contaminados com metais, incluindo áreas de preservação permanente como as florestas ripárias (IBAMA 2015).

As florestas ripárias são faixas de vegetação transicionais entre o ambiente aquático e a matriz de vegetação adjacente e desempenham um papel fundamental para a manutenção da qualidade dos corpos d'água e da comunidade da floresta adjacente (Naiman *et al.* 2005, Rodrigues & Leitão Filho 2009). Elas atuam na retenção de nutrientes, aditivos e outros produtos químicos evitando a lixiviação e contaminação do ambiente aquático, além de favorecer a infiltração de água no solo, reduzindo processos erosivos e o assoreamento nas margens dos rios (Rodrigues & Leitão Filho 2009). Os eventos de inundação, que frequentemente acometem as florestas ripárias, afetam toda a comunidade ecológica e suas funcionalidades, e tornam essas florestas ambientes únicos, complexos e heterogêneos capazes de abrigar grande diversidade (Brown Jr. 2009, Ramey & Richardson 2017). De fato, os impactos naturais experimentados pelas florestas ripárias criam um ambiente capaz de filtrar e selecionar espécies únicas e adaptadas ao regime de inundação e às perturbações decorrentes de cada evento. Porém as florestas ripárias também oferecem condições favoráveis as espécies não adaptadas a essa dinâmica durante a seca (Ballinger *et al.* 2007, Brown Jr. 2009, Ramey & Richardson 2017). Essa dinâmica imposta pelos distúrbios naturais refletem a resiliência da floresta e dos ambientes adjacentes com os quais

os ecossistemas ripários interagem (Reice *et al.* 1990, Pires *et al.* 2017).

É bem documentado que distúrbios influenciam na resposta dos organismos e são eventos estruturadores da heterogeneidade espacial e temporal, sendo, portanto um dos fortes determinantes da dinâmica das comunidades (Pickett & White 1985, Mertlet *et al.* 2009, Turner 2010; Achury *et al.* 2020). Vários autores têm mostrado mudanças na resposta da comunidade de invertebrados diante de distúrbios naturais ou antrópicos (Philpott *et al.* 2010, Brandon-Mong *et al.* 2018, Perry *et al.* 2018, Sterzyńska *et al.* 2020). Alterações impostas no ambiente pelos distúrbios afetam de modo diferente as populações de uma comunidade e são dependentes do tipo e características do distúrbio, do clima e do local que experimenta o impacto (Paetzold *et al.* 2008, Gibbet *et al.* 2017, Khan *et al.* 2017, Lessard 2019). Alguns impactos, como inundações, por exemplo, são capazes de eliminar ou reduzir a fauna dependendo da sua intensidade e frequência (Ballinger 2007, Philpott *et al.* 2010). Tagwirey & Sullivan (2015) mostraram que em áreas que experimentam grande impacto a diversidade alpha é menor e define um cenário de simplificação da comunidade devido à dominância de poucas espécies muito abundantes. Dangerfield *et al.* (2003) também noticiou a relação positiva entre abundância de indivíduos e grau do impacto.

Um dos grupos frequentemente usados em estudos que abordam diferentes tipos de distúrbios, as formigas (Andersen *et al.* 2002, Mertlet *et al.* 2009, Costa *et al.* 2010, Ribas *et al.* 2012 a,b,c, Tagwireyi & Sullivan 2015, Dolabela *et al.* 2020), são organismos dominantes presentes em quase todos os ambientes e bastante sensíveis a mudanças ambientais (Hölldobler & Wilson, 1990). Além disso, as formigas estão intimamente relacionadas a processos ecossistêmicos, são facilmente coletadas e identificadas e fornecem respostas relativamente rápidas o que as tornam ótimas candidatas à bioindicadores de qualidade do ambiente (Andersen *et al.* 2002).

Diversos estudos tem utilizado essa abordagem bioindicadora das formigas em ambientes que sofreram impactos antrópicos que provocam contaminação e conseqüentemente aumento na concentração de metais nos solos (Ribas *et al.* 2012 a,b,c, Skaldina *et al.* 2018). No entanto, muitos estudos tem revelado as comunidades de formigas respondem mais fortemente aos impactos indiretos, relacionados a mudanças na estrutura do habitat como mudança na vegetação ou nos

parâmetros granulométricos do solo (Ribas *et al.* 2012a, Costa-Milanez 2010, 2017, Belskaya *et al.* 2017).

Características físicas do solo, principalmente nos parâmetros granulométricos são capazes de moldar as comunidades favorecendo a distribuição de espécies nativas (Cardoso *et al.* 2021), bem como espécies aptas a sobreviver em solos de ambientes que podem ser frequentemente alterados por mudanças naturais ou antrópicas. Quando em se tratando de alterações provocadas por atividades humanas, a presença e dominância de espécies permite inferir sobre o estado de conservação e recuperação dos ambientes (Costa *et al.* 2010; 2017)

De modo semelhante, a contaminação do solo por metais, também é capaz de alterar a resposta da comunidade de formigas, sendo os efeitos dessa contaminação variáveis de acordo com a espécie, com os metal a que elas são expostas e ao histórico de contaminação do ambiente, sendo algumas espécies bem tolerantes a ambientes altamente poluídos. Outras, porém, atingem o ápice da abundância nos ambientes com contaminação intermediária. Alguns estudos tem mostrado que algumas espécies de formigas apresentam mecanismos de sequestro, acúmulo, inativação ou eliminação de metais, sendo um grupo bastante tolerante a esse tipo de contaminação (Tyler *et al.* 1989, Grzès 2009,2010). Tais mecanismos de bioacumulação de metais, pode alterar o comportamento das espécies e assim alterar a estrutura da comunidade (Eeva *et al.* 2004; Sorvari & Eeva2010). Assim a estruturação da comunidade de formigas pode ser um importante indicativo da qualidade dos ambientes.

Nessa perspectiva, entender como os impactos que tem como consequencias mudanças na granulometria e contaminação do solo por metais sobre a comunidade de formigas de florestas riparias pode fornecer respostas importantes sobre o estado de conservação do ambiente, bem como apontar espécies capazes de bioindicar tais impacto. O rompimento da barragem de rejeitode mineração da SAMARCO foi responsável por severas alterações na paisagem ripária, além da contaminação e mudanças estruturais no solo, segundo revelado em estudos preliminares de análise do solo (Apêndice). Assim, o nosso objetivo foi avaliar impactos da presença de rejeito no solo sobre a mirmecofauna das florestas ripárias do Rio Doce afetadas pelo derramamento de rejeitodecorrente

da ruptura da barragem de rejeitos de mineração da SAMARCO. Diante das mudanças provocados na paisagem, a hipótese deste trabalho é que a degradação das florestas ripárias provocada pela deposição do rejeito afetou a frequência, as diversidades alpha, beta e abundância de espécies de formigas, sendo este, portanto, um grupo modelo para a indicação deste impacto. Essa hipótese é baseada na predição de que as mudanças físicas e a contaminação do solo por metais decorrentes do impacto causado pelo rejeito das florestas ripárias reduziram a diversidade alpha, mas aumentaria a beta e abundância com predomínio de grupos funcionais generalistas, oportunistas e numericamente dominantes.

3.3 - MÉTODOS

3.3.1 -Área de Estudo

O estudo foi conduzido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), situado entre os paralelos de 19 a 45' - 19 a 30'S e meridianos de 42 a 38' - 48 a 28' W, na parte central da bacia do rio Doce, leste de Minas Gerais, Brasil. A unidade de conservação ocupa uma área de aproximadamente 36.000 ha, a 200 metros acima do nível do mar, e possui uma vegetação classificada como Floresta Sazonal Semidecidual (Fonseca 1997, Drumond *et al.* 1998). Margeado na porção leste pelo Rio Doce, é considerado o maior remanescente contínuo de mata atlântica no Estado de Minas Gerais e o terceiro maior sistema lacustre do país, (Drumond *et al.* 1998). Tais características permitiram declará-lo Patrimônio Natural da Humanidade, Reserva da Biosfera e sítio Ramsar (Espindola *et al.* 2016). O clima é sazonal, com períodos secos e chuvosos, com temperaturas médias entre 20 ° C e 22 ° C, atingindo 40 ° C no verão e 30 ° C no inverno (SOCT 1981). O regime pluviométrico consiste em estação chuvosa nos meses de verão (novembro a março), com precipitação média anual de 1.480 mm e estação seca bem definida no inverno de quatro a cinco meses (entre maio e setembro).

3.3.2 -Delineamento Amostral

Selecionamos para o estudo seis florestas ripárias ao longo do Rio Doce e de seus afluentes, que foram divididas em dois tratamentos: contaminado versus controle. Em cada tratamento foram usados três trechos de florestas contaminadas por rejeito (duas delas ao longo do Rio Doce e uma floresta na foz Rio Mombaça (à jusante) e outras três florestas não contaminadas (Rio Mombaça a montante e duas áreas ao longo do Rio Turvo).

Em cada um dos seis trechos de florestas ripárias amostradas, foram traçados dois transectos de 250 m de comprimento paralelos aos rios. O primeiro transecto foi traçado no ecótono (zona de inundação) a 10 metros de distância da linha de água e o segundo paralelo ao primeiro, cerca de 50 m em direção ao interior da floresta. Ao longo de cada transecto instalamos 10 pitfalls no solo e 10 pitfalls na árvore mais próxima, cada um distante 25 m do outro. Os pitfalls consistem em potes com 10 cm de diâmetros, preenchidos até a metade com uma solução de água, sal e detergente. Os pitfalls das árvores foram instalados a 1,5m de altura em árvores com diâmetro do tronco > 30 cm e o dossel conectado a outras árvores. Os pitfalls permaneceram ativos durante 48 horas. As amostragens de formigas ocorreram durante as estações seca, início e fim da chuvosa nos anos de 2016, 2017 e 2018, totalizando 7 campanhas de amostragem.

As formigas foram triadas e identificadas em laboratório até o menor nível taxonômico possível (gênero ou espécie). A identificação a nível de gênero foi feita usando a chave de Baccaro *et al.* (2015), enquanto o nível de espécie foi determinada por comparação com a coleção do Laboratório de Ecologia do Adoecimento e Floresta – Ecohealth (Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP)

3.3.3 - Análise da Mirmecofauna

A frequência relativa das espécies para cada tratamento foi calculada através da razão da soma das ocorrências de cada espécie por transecto pelo número total de campanhas de amostragem. Em seguida para entender a relação das formigas com os parâmetros do solo, previamente analisados, fizemos um Modelo Generalizado Misto, com distribuição gaussiana usando a frequência relativa das espécies em função dos parâmetros do solo (físico e químicos: metais) como variáveis explicativas.

Para esta análise selecionamos as espécies mais frequentes e os parâmetros do solo que diferiram entre os tratamentos (sedimentos granulométricos, Fe e Mn – Material Suplementar).

3.3.4 - Diversidade alpha, Beta e Abundância

Para testar se a diversidade alpha de formigas é explicadas pela presença do rejeito de minério construímos modelos GLMM com os dados ajustados por distribuição de Poisson. Nesses modelos incluímos a diversidade alpha por transecto como variável de resposta.

A diversidade beta por transecto foi calculada pela divisão da diversidade gama sobre a alfa de cada transecto para todas as áreas. Para testar se a diversidade beta é explicada pela contaminação causada pelo rejeito construímos GLMM ajustando os dados por distribuição gaussiana. As variáveis preditivas foram selecionadas de acordo com os coeficientes ($t\text{-value} > 2$ ou $t\text{-value} < -2$). As análises onde o número de indivíduos (abundância) por transecto foi considerado como variáveis de resposta, construímos GLMM com ajuste feito por binomial negativa.

Para as três análises, os locais estudados foram aninhados nas estações de amostragem e foram incluídos como variáveis preditoras de efeitos aleatórios (ou seja, locais | estações), enquanto o distúrbio (com e sem rejeito), habitats (ecótono vs. floresta), estratos (árvore vs. solo) representaram variáveis preditivas de efeitos fixos. Todos os modelos foram construídos usando o pacote lme4 para o software R (R Core Team 2018).

3.3.5 - Análise de Espécies Indicadoras

Para determinar o valor de importância das espécies indicadoras de ambientes contaminados e não contaminados usamos o índice IndVal (Dufrene & Legendre 1997). Fizemos análises para as espécies de solo e árvore separadamente para evitar que a fauna de um estrato mascare a fauna do outro. Nesta análise a especificidade das espécies a um ambiente (ou valor indicador) é obtido através da razão da abundância média de espécies por tratamento pela soma média das espécies de todos os grupos. Quanto maior a especificidade das espécies ao ambiente pesquisado, maior será o seu valor

de indicação. Os modelos foram construídos usando o pacote labdsv (Roberts 2009) para o software R (R Core Team 2018)

3.4 - RESULTADOS

Foram coletados no total, 23.934 indivíduos pertencentes a 127 espécies e distribuídas em sete subfamílias (Dorylinae, Dolichoderiae, Ectatomminae, Formicinae, Myrmicinae, Ponerinae e Pseudomyrmecinae). Myrmicinae foi a família com maior número de espécies correspondendo a 25% do total de espécies registradas nas florestas ripárias, seguido por Formicinae (22%) e Ponerinae (17%). Verificamos a ocorrência de duas espécies novas nas amostras *Leptogenys* sp.n e *Pheidole* sp.n.

As espécies com maior frequência relativa nas florestas contaminadas foram *Ectatommapermagum* (52%), *Neoponeraverenae* (52%), *Pheidole* aff. *reflexans* (42%), *Camponotus atriceps* (39%), *Atta sexdens* (38%), *Ectatommatuberculatum* (36%), *Camponotus crassus* e *Crematogaster* pr. *limata* com 27%. Nas florestas que não foram contaminadas foram *Neoponeraverenae* (42%), *Ectatommapermagum* (39%), *Atta sexdens* (33%), *Pachycondylaharpax* (33%), *Crematogasteracuta* (29%), *Crematogaster* pr. *limata* (29%), *Pheidole* aff. *reflexans* (27%), *Odontomachushaematodus* (27%).

As espécies *E. permagum* ($F_{(5,4)} = 10.461$, $P = 0.03$), *C. crassus* ($F_{(5,4)} = 8.9214$, $P = 0.04$) e *Atta sexdens* ($F_{(5,4)} = 9.2006$, $P = 0.03$), foram positivamente relacionadas a proporção de grânulos enquanto *E.tuberculatum* foi positivamente relacionada a areia grossa ($F_{(5,4)} = 15.604$, $P = 0.01$). As demais espécies testadas mostram relação com esses parâmetros (Anexo:Tabela 4). A espécie *Pheidole* aff. *reflexans* foi a única que mostrou relação positiva com a concentração de ferro ($F_{(5,4)} = 66.427$, $P = 0.014722$), com a concentração de Mn ($F_{(5,3)} = 211.503$, $P = 0.004695$) e mostrou interação entre os dois metais ($F_{(5,2)} = 389.276$, $P = 0.002559$, Figura 2). As demais espécies não foram relacionadas com a concentração de Fe, Mn e nem mostraram interação entre eles (Anexo:Tabela 5). Embora *P. aff. reflexans* tenha mostrado forte relação com a presença do ferro e manganês, o índice

de importância de valores (IndVal) não apontou nenhuma das espécies, como indicadora de ambientes contaminados por metais.

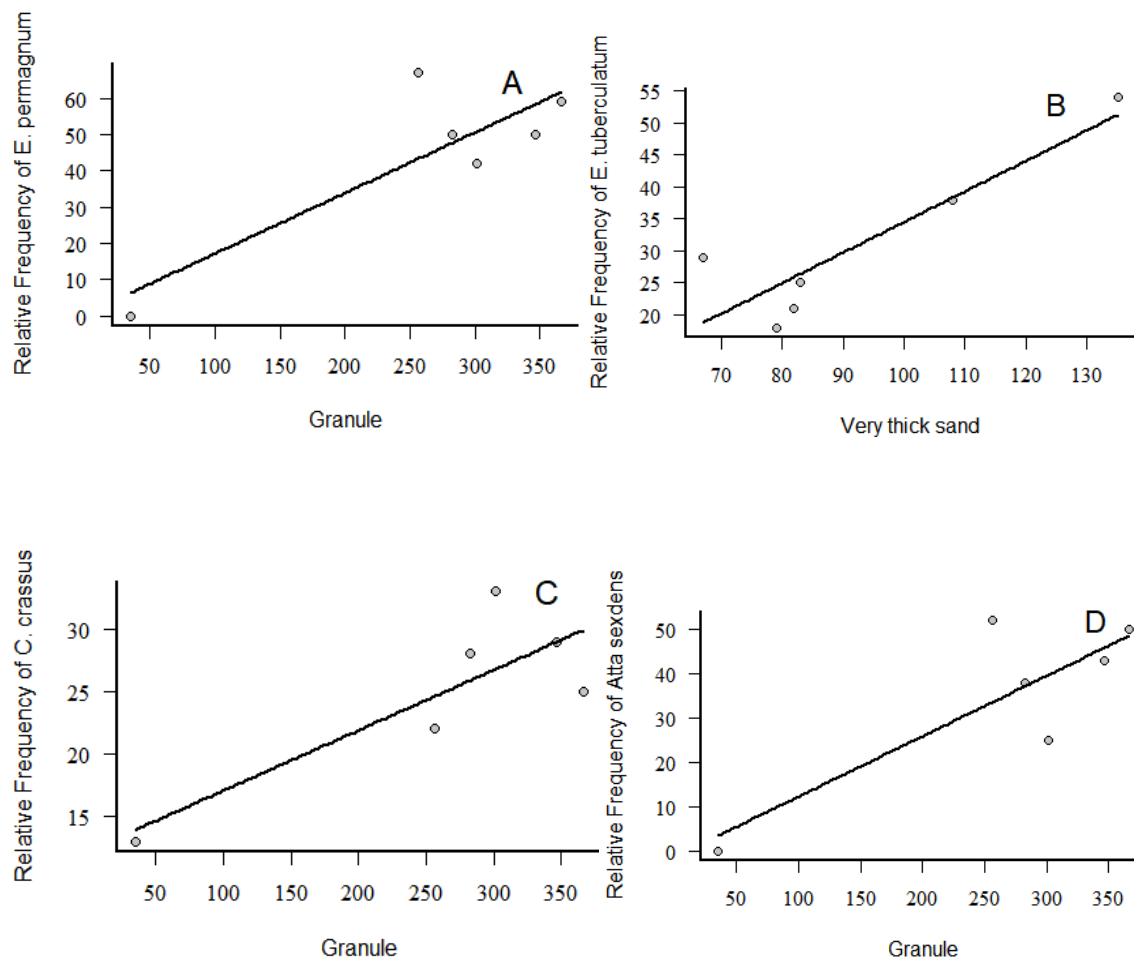


Figura 1. Relação entre as espécies mais frequentes e os tipos de sedimentos. (A) Frequência relativa de *E. permagnum* em função do granulo, (B) Frequência relativa de *E. tuberculatum* em função da areia muito grossa, (C) Frequência relativa de *Camponotus crassus* em função do granulo, (D) Frequência relativa de *Atta sexdens* em função do granulo.

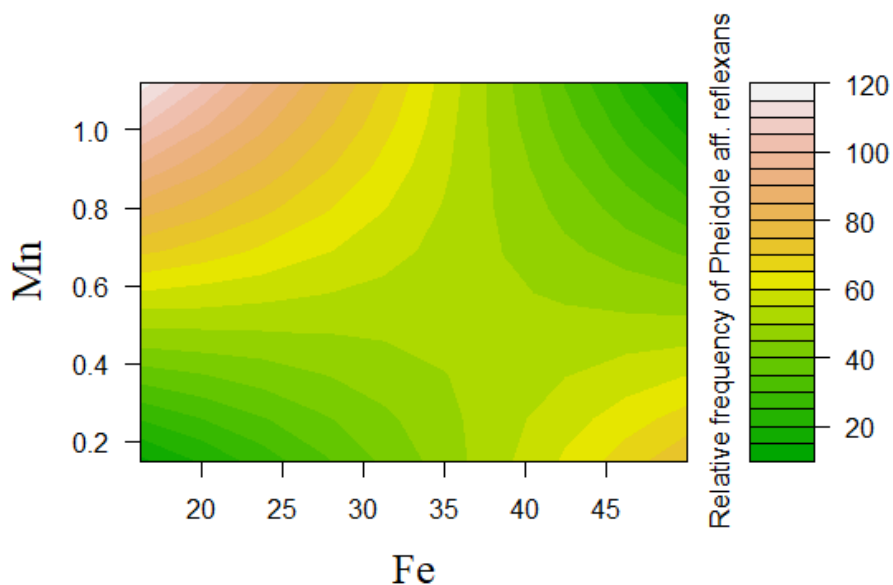
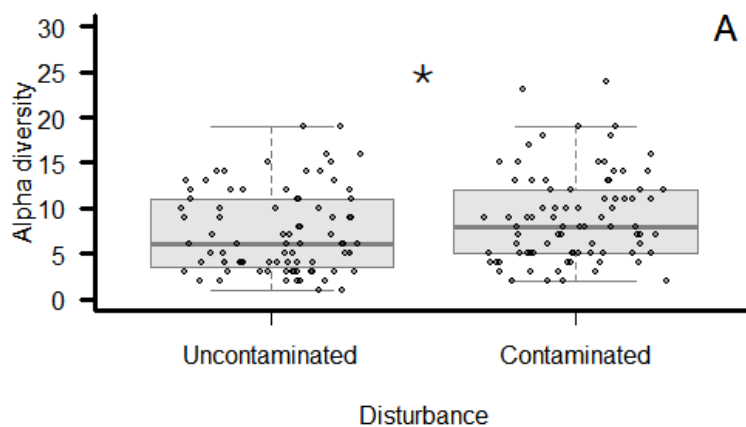


Figura 2. Frequência relativa de *Pheidoleaff. reflexans* na presença de Fe e Mn. A figura indica que a espécie exibe maior frequência relativa nas áreas com altas concentrações de ferro (Fe) e principalmente de Manganês (Mn).

A diversidade alpha considerando todo o conjunto foi maior nas áreas contaminadas ($p= 0.0168$, Figura 3A) e maior no solo ($p<0.001$, Figura 3B). A diversidade alpha não diferiu entre os habitats ($p=0.1426$), e não mostrou interações entre distúrbio e habitat ($p = 0.7468$) e distúrbio e estrato ($p= 0.7249$)



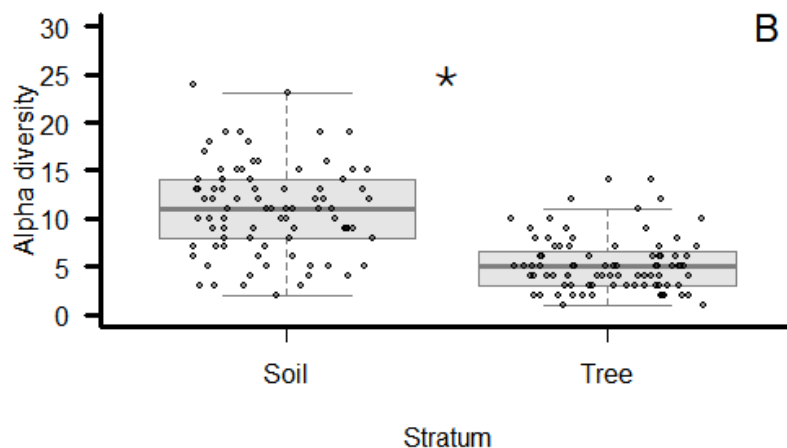
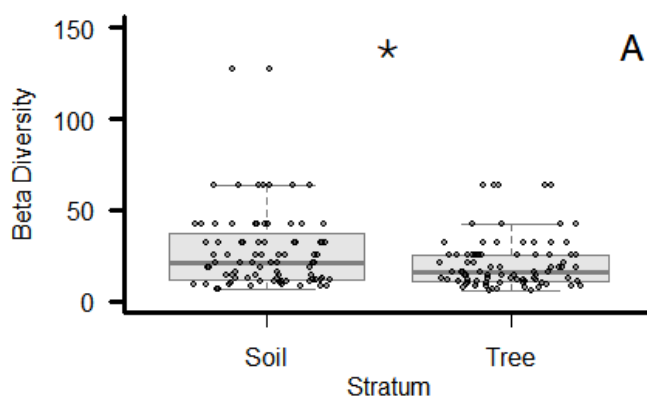


Figura 3. Diversidade alpha entre os tratamentos (não contaminado e contaminado), com maior diversidade nas áreas contaminadas (A) e entre o estrato, com maior diversidade no solo do que nas árvores(B)

A diversidade Beta só diferiu entre o estrato sendo maior no solo ($P < 0.05$, figura 4A). A diversidade beta não diferiu entre os tratamentos ($t\text{-value} = -1.668265$, $P|z| = 9.526315e-02$), não diferiu entre os habitats ($t\text{-value} = 0.3479568$, $P|z| = 7.278726e-01$) e não mostrou interação entre distúrbio e habitat ($t\text{-value} = -0.6000313$, $P|z| = 5.484853e-01$), nem com a interação entre o distúrbio e o estrato ($t\text{-value} = -0.8124089$, $P|z| = 4.165570e-01$). Os nossos dados revelam que 94% dos mecanismos que explicam a diversidade beta é a troca de espécies. A beta diversidade observada diferiu daquela esperada ao acaso principalmente para o estrato - solo e árvore ($P = 0.001$) e entre os habitats - ecótono e floresta ($P = 0.001$), mas não entre as florestas estudadas ($P = 0.219$, Figura 4B)



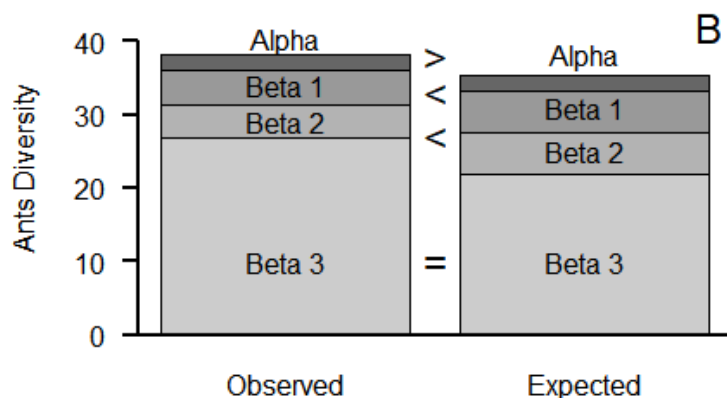


Figura 4. Diversidade Beta entre os estratos, com maior diversidade no solo (A). Decomposição da Beta diversidade (B). A diversidade Alpha representa a escala local, a diversidade beta 1 ocorre entre os estratos (solo e árvore), beta 2 ocorre entre os habitats (ecótono e floresta) e Beta 3 ocorre entre as florestas ripárias.

3.5 - DISCUSSÃO

Embora o impacto tenha modificado o ambiente em diversas escalas, nossos resultados mostram que a comunidade de formigas nas florestas ripárias amostradas é diversa e heterogênea. A heterogeneidade da mirmecofauna destas florestas é definida muito em função da presença da matriz florestal adjacente que fornece espécies as áreas impactadas e da dinâmica natural da floresta ripária. A comunidade de formigas encontradas nas florestas ripárias, indicam que a despeito das modificações no solo provocadas pelo rejeito, a comunidade de formigas é composta grupos funcionais, capazes de viver em um ambiente historicamente perturbando. No entanto mostramos que algumas espécies são boas indicadores de distúrbios, devido a forte relação positiva que mantém com algumas variáveis medidas para o solo, como a concentração de metais e tipos de sedimentos granulométricos. Nossos resultados mostram que nas florestas ripárias estudadas, independente da contaminação, as espécies com maior frequência relativa pertencem a gêneros comumente registrados em florestas úmidas, com hábitos predadores, generalistas e onívoros (Baccaro *et al.* 2015). São espécies grandes como as da subfamília as Ectatomminae e Ponerinae ou espécies menores como, territorialistas, generalistas e boas recrutadoras, como as do gênero *Pheidole*, *Crematogaster* e *Camponotus*, capazes de nidificar em diversos tipos de substratos no solo ou nas árvores (Baccaro *et al.* 2015). As espécies de *Crematogaster* são tipicamente arborícolas, embora nidifiquem também no

solo, serapilheira e são capazes de dominar este estrato por apresentarem comportamento agressivo e territorialista (Baccaro *et al.* 2015). Além disso são espécies frequentemente registradas em ambientes em florestas secundárias e ambientes impactados (Longino 2003, Lange *et al.* 2015, Apolinário *et al.* 2019, Silva *et al.* 2020).

Estudos tem revelado que o tamanho corporal das espécies de formiga é um fator determinante da ocorrência, frequência ou abundância das espécies em um determinado local (Costa-Milanez 2010, Costa-Milanez 2017). Os tipos de grãos que formam o solo são importantes influenciadores no padrão de distribuição das espécies e essa característica é refletida no tamanho corporal das espécies presentes nos ambientes (Costa-Milanez 2017). O tamanho do corpo das formigas indica quais as características dos locais mais prováveis de ocorrer o forrageamento (Parr *et al.* 2017). Formigas maiores também apresentam pernas (fêmur e tíbia) proporcionalmente maiores, capazes de transpor obstáculos com maior habilidade e velocidade, além de facilitar a regulação térmica corporal (Costa-Milanez 2010, 2017, Parr *et al.* 2017). Formigas com essas características são geralmente associadas a ambientes heterogêneos que recebem e acumulam serapilheira, detritos e outros sedimentos, além de troncos e pedras, como as florestas ripárias que estão sujeitas a inundações naturais e sazonais com aporte de sedimentos e materiais que contribuem com a renovação dos recursos (Costa-Milanez 2010, 2017). As formigas menores por sua vez, são mais hábeis em forragear em ambientes mais fechados, como espaços intersticiais do solo, principalmente aqueles com a granulometria mais compacta que o solo predominantemente arenoso (Costa-Milanez 2010). Solos com textura predominantemente arenosa, como os solos da área de estudo, apresenta grãos proporcionalmente maiores, mais dispersos e com baixa superfície específica, o que implica em baixa capacidade de retenção de água e de nutrientes ou outros metais disponíveis (Brady & Weil 2013). O Silte por sua vez, embora apresente a composição das partículas semelhante a areia, seus grãos são muito menores e menos porosos garantindo maior retenção de água. Embora sua superfície específica seja maior que a das partículas de areia, a superfície específica do silte adere facilmente às partículas de argila impedindo a adsorção de íons livres o que mantém baixa também a capacidade de adsorção e retenção de íons pelo silte (Brady & Weil

2013). Esta granulometria predominante nos solos estudados revela um solo com várias lacunas entre os grãos que favorecem a presença de espécies maiores, tais como as registradas com maior frequência neste estudo.

Por outro lado, a frequência relativa de *Pheidoleaff. reflexans* só foi explicada pela concentração de metais. As formigas deste gênero são cosmopolitas, boas recrutadoras e generalistas quanto ao habitat para nidificação ou alimentos (Wilson 2003, Baccaro *et al.* 2015). Nossos resultados sugerem que a espécie tolera bem concentrações altas de ferro ou manganês, embora pareça existir uma preferência por ambientes com maior concentração de manganês. De fato, segundo Nummelin *et al.* (2007), formigas são boas acumuladoras de manganês. No entanto observamos que a espécie torna-se menos frequente quando os metais interagem em doses muito baixas ou muito altas para ambos. A contaminação por metais pesados, particularmente o Fe e o Mn que apresentaram concentrações mais elevadas nos solos das florestas ripárias que foram percolados pelo rejeito, podem ter consequências imprevisíveis. Isto torna-se mais grave em ambientes que abrigam espécies restritas como aquelas presentes nos ecótonos entre ambientes terrestres e aquáticos. Um dos principais problemas da contaminação por metais é que estes elementos são geralmente cumulativos no ambiente, não sofrendo degradação mesmo após a interrupção da atividade da fonte poluente e permanecem no solo por longo tempo (Gall *et al.* 2015). Embora a maioria dos metais naturalmente presentes no solo não estejam disponíveis para absorção pelos organismos, atividades microbianas, mudanças no pH do solo e a interação com outras substâncias podem solubilizar alguns metais e deixá-los disponíveis (McBride 1994, Alloway, 2012). A combinação do pH ácido, ainda que dentro dos valores de referência (McBride 1994, Alloway, 2012), o CTCE que corresponde a 56% do CTCT e as características do local podem favorecer a disponibilização dos metais. A capacidade de troca catiônica total refere-se ao total de cargas negativas que o solo consegue atingir em pH 7.0. Embora seja um parâmetro utilizado principalmente para áreas cultivadas, esse parâmetro revela a quantidade de elementos com cargas positivas que o solo é capaz de adsorver e reter com ligações fortes e estáveis (Prezotti, 2013). A capacidade de troca catiônica efetiva, por outro lado, revela a quantidade real de cargas negativas

que o solo apresenta e que são capazes de fazer ligações com íons trocáveis. Assim valor desse do CTCE abaixo do determinado pelo CTCT indica que o solo não é capaz de reter toda a carga dos íons disponíveis (Prezotti, 2013).

O excesso dos metais em organismos não adaptados a esta condição pode causar sérios danos tendo efeitos negativos sobre plantas com comprometimento do crescimento (Tyler *et al.* 1989, Marques *et al.* 2011), redução na densidade de sementes no banco de sementes (Lauet *et al.* 2014), desbalanço e comprometimento nutricional (Audebert&Fofana 2009, Jucoski *et al.* 2016). Em invertebrados, a contaminação pode ocorrer via contato direto do corpo com uma superfície contaminada ou por ingestão comprometendo o desenvolvimento e a resposta imunológica (Gall *et al.* 2015), provocando alterações cromossômicas (Warchalowska-Sliwa *et al.* 2005) e efeitos deletérios que levam a morte dos organismos (Li *et al.* 2019). Alguns organismos, porém, são capazes de sobrepujar tal ambiente tóxico e usar essa condição a seu favor através do sequestro e acúmulo dos metais para ajudar na alimentação (Schofield *et al.* 2002, 2003), defesa contra predadores e parasitas ou mostram mecanismos de desintoxicação (Boyd 2009, Grzès 2010, Gall *et al.* 2015). Porém, até mesmo aqueles organismos adaptados a ambientes com altas concentrações de metais e que possuem estratégias de regulação destes elementos, apresentam um nível de tolerância que quando ultrapassado tendem a causar toxicidade, morte e declínio da população (Frizziet *et al.* 2017, Shephard *et al.* 2020). É provável que *P. aff. reflexans* evite áreas com altas concentrações de metais, porque nestas condições o ambiente pode tornar-se tóxico para elas. Por outro lado, nos ambientes com concentrações naturais de metais, ou seja, aqueles com menores concentrações, a espécie também não é tão frequente. É possível que nas florestas ripárias a força das interações entre as espécies, determinada pela dinâmica própria das florestas ripárias, mantenha a frequência desta *Pheidole* controlada. Essa espécie parece, portanto, encontrar em ambientes com impactos antrópicos boas oportunidades de recursos e forrageamento, como também observado por Silva *et al.* 2020. Particularmente, neste estudo a espécie *Pheidol aff. reflexans* demonstrou ser uma boa bioindicadora de locais contaminados por metais, portanto, recomendamos a sua utilização através do monitoramento da espécie para diagnóstico e controle dos ambientes expostos ao rejeito.

Além da tolerância aos metais, a biologia as espécies do gênero *Pheidole* favorece sua amostragem, até quando usados métodos mais rápidos como as iscas (Longino *et al.* 2019, Dolabela *et al.* 2020, Silva *et al.* 2020).

Observamos que a diversidade alpha de formigas total nas áreas foi explicada pelo tratamento, sendo maior nas áreas contaminadas ediferiu entre os estratos, com predominância no solo. A diversidade beta por sua vez, diferiu apenas entre os estratos. Alguns estudos revelam o aumento da diversidade de formigas de solo em locais com maiores concentrações de metais (Koponen & Niemelii 1995, Grzès *et al.* 2009a, Ribas *et al.* 2012a). Esses autores sugerem que esta resposta ocorre em função dos efeitos indiretos que altas concentrações de metais impõe no ambiente e estão relacionados a cobertura do solo (Koponen & Niemelii 1995, Ribas *et al.* 2012c, Andersen 2018) e as mudanças na rede de interações (Grzès *et al.* 2009a). Outros, porém, tem corroborado com a hipótese do distúrbio intermediário (Connell 1978), encontrando maior diversidade e abundância de formigas em locais com concentração intermediária de metais e mostrando a redução desses parâmetros em locais altamente poluídos (Frizzi *et al.* 2017, Belskaya *et al.* 2017, Belskaya *et al.* 2019). Dois mecanismos que podem favorecer a maior diversidade em locais com contaminação intermediária, incluem a maior heterogeneidade ambiental quando comparados a locais muito contaminados e mudanças na dinâmica de populações dominantes (Belskaya *et al.* 2017). As alterações no ambiente podem alterar o tipo e a disponibilidade de recursos, favorecendo a coexistência de espécies (Belskaya *et al.* 2017). Além disso as alterações na dinâmica das populações foram apontadas como responsáveis pela redução da abundância de formigas dominantes e consequente estabelecimento das espécies subordinadas (Belskaya *et al.* 2017).

Outros estudos, porém, sugerem que formigas respondem mais fortemente às mudanças que ocorrem no ambiente em função da contaminação, tendo os metais portanto, um efeito indireto sobre a comunidade (Grzès's 2009a, Ribas *et al.* 2012a, Belskaya *et al.* 2019). De fato, o aumento de metais disponíveis pode ir além dos efeitos imediatos nos grupos diretamente expostos, sendo difícil prever qual será a ação destes metais para as formigas e os outros níveis tróficos ao longo do tempo

(Queiroz *et al.* 2018). A resposta da comunidade apontada pelas diversidades alpha e beta e pela abundância de formigas não obedecem a um único padrão, variando de acordo com nível de contaminação e com as mudanças no ambiente impostas pelo acúmulo de metais (Ribas *et al.* 2012a, Grzès 2009a, 2010, Blinova & Dobrydina 2018, Belskaya *et al.* 2019). Além disso, as respostas das formigas são espécie-específica e podem variar com o tempo de exposição da população aos metais (Grzès 2010, Khan *et al.* 2017, Belskaya *et al.* 2019, Jacquier *et al.* 2020).

No entanto, nosso estudo foi conduzido em florestas ripárias, ambientes naturalmente dinâmicos e imprevisíveis quanto as alterações espaço - temporais, resultantes da interação entre os ambientes terrestres e aquáticos e tem como componente determinante destas interações a água (Naiman *et al.* 2005). Distúrbios provocados por inundação podem resetar ou reduzir a fauna de imediato, porém, espécies de formigas adaptadas a esses regimes de perturbação mostram bastante resiliência (Ballinger *et al.* 2007). A rápida recolonização desses ambientes ocorre pela fauna oportunista e generalista, como por exemplo espécies o gênero *Ectatomma*, *Crematogaster* e *Pheidole* (Philpott *et al.* 2010) presentes na matriz circundante, o que reforça a importância da presença da floresta para a recolonização após impactos, mesmo os catastróficos. A presença da floresta adaptada a regimes de perturbação e a dinâmica intrínseca a ela, garantem o aumento e renovação dos recursos, permitindo o retorno gradual da fauna (Naiman *et al.* 2005). O predomínio da troca de espécies na diversidade beta ocorrendo entre os habitats florestais e ecotonais do nosso estudo confirma que a matriz florestal adjacente é uma importante fonte de espécies capazes de recolonizar ambientes perturbados. Adicionalmente, a similaridade na proporção de matéria orgânica entre as áreas estudadas, pode ser um indicativo da resiliência da floresta (Grigal & Vance 2000), que parece manter a sua produtividade independente do impacto provocado pelo rejeito, confirmando a importância da permanência da floresta para o reestabelecimento da comunidade. Segundo Reice *et al.* (1990), florestas ripárias com histórico de perturbação frequente, são mais resilientes o que também contribui com a manutenção da diversidade, a sobrevivência e permanência de diferentes espécies.

Nós concluímos que a degradação de ecossistemas ciliares provocada pela deposição do rejeito afetou a diversidade alpha e a abundância corroborando com a nossa hipótese. A hipótese que a diversidade beta seria afetada, porém, foi refutada. O fato de nenhuma espécie ter sido classificada como indicadora da contaminação, pode indicar que este índice não tem resolução para detectar a indicação em uma comunidade que evoluiu para responder a distúrbios. No entanto, observamos que a granulometria do solo exibe forte relação com espécies maiores. A relação existente entre a frequência relativa de *P. aff. reflexans* com os ambientes contaminados, reforça que as formigas exibem alta tolerância aos metais, ainda que isto tenha um limite. Esta espécie, portanto é uma boa indicadora de ambientes contaminados por metais e portanto sua frequência deve ser considerada em estudos ambientais. Ainda que outras espécies não tenham sido relacionadas aos metais, seria especulativo dizer sobre os efeitos dos metais ao longo do tempo nestes ecossistemas, mas é fundamental desenvolver estudos que garantam estas respostas. Aqui nós também destacamos a importância das florestas como fonte de espécies para recolonização de ambientes impactados.

Agradecimentos: À CAPES pela bolsa, ao CNPQ pela garantia dos recursos para a realização do trabalho (Nº processo: 441481/2016-7) e à FAPEMIG

3.6 - REFERÊNCIAS

Abreu MF, Andrade JC, Falcão AA. (2006) In: Andrade JC & Abreu MF. (Ed). Protocolos de Análises químicas. Campinas: Instituto Agrônomo. p. 121-158.

Agencia Nacional de Águas - ANA (2016) Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce - rompimento da barragem em Mariana MG. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil – informe 2015. Ministério do Meio Ambiente. Brasil.

Alloway BJ (2012) Heavy Metals in Soils, Blackie Academic and Professional, London, UK, 3rd edition.

Andersen, A. N., Hoffmann BD, Müller WJ & Griffiths AD (2002) Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39, 8–17. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00704.x>

Andersen, A. N. (2018). Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of Animal Ecology*, 88, 350–362. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12907>

Apolinário LCMH, Almeida AA, Queiroz JM Vargas AB & Almeida FS (2019) Diversity and Guilds of Ants in Different Land-Use Systems in Rio de Janeiro State, Brazil. *Floresta e Ambiente* 26(4) <https://doi.org/10.1590/2179-8087.115217>

Audebert A & Fofana M (2009). Rice yield gap due to iron toxicity in West Africa. *Journal of Agronomy*

Baccaro, F.B., Feitosa, R.M., Fernandez, F., Fernandes, I.O., Izzo, T.J., Souza, J.L.P., Solar, R., 2015. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Editora INPA, Manaus. <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.32912>.

Ballinger A, Lake OS & Mac Nally (2007) Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and longer-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest. *Oecologia* 152:227–238. DOI 10.1007/s00442-006-0648-0

Bayley P.B. (1995) Understanding large river: floodplain ecosystems. *Bioscience* 45(3):153-158.

Belskaya E, Gilev A & Belskii E (2017). Ant (Hymenoptera, Formicidae) diversity along a pollution gradient near the Middle Ural Copper Smelter, Russia. *Environmental Science and Pollution Research*. 24:10768–10777. DOI 10.1007/s11356-017-8736-8

Belskaya E, Gilev A, Trubina M & Belskii E (2019). Diversity of ants (Hymenoptera, Formicidae) along a heavy metal pollution gradient: Evidence of a hump-shaped effect. *Ecological Indicators* 106: 105447 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105447>

Bertoncini EI. & Mattiazzo ME (1999). Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23(3), 737-744. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831999000300029>

Blinova, S.V., Dobrydina, T.I., 2018. Study of ants as bioindicators of industrial pollution in Kemerovo Region, Russia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. IOP Publishing, 115, 012035. doi: 10.1088/1755-1315/115/1/012035.

Brady NC & Weil RR (2013) Elementos da natureza e propriedades dos solos. Porto Alegre: Bookman.

Brandon-Mong G-J, J.E. LittlefairJE, Sing K-W, LeeY -P, Gan H -M, Clare EL and Wilson J -J (2018) Temporal changes in arthropod activity in tropical anthropogenic forests *Bulletin of Entomological Research*, 1-8 doi:10.1017/S000748531800010X

Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH & White JS (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.*, 24:127–135.

Boyd RS (2009) High-nickel insects and nickel hyperaccumulator plants: A review. *Insect Science* 16, 19-31, DOI 10.1111/j.1744-7917.2009.00250.x

Brown Jr KS(2009) Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: Rodrigues RR & Leitão Filho HF (eds). *Mata Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp- São Paulo. Brasil. pp 223-232. ISBN 978-85-314-0567-9

Burnham KP, Anderson DR & Huyvaert KP (2011) AIC model selection and multimodel inference in behavioural ecology: some background, observations, and comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol.*65: 23–35. DOI 10.1007/s00265-010-1029-6

Carrillo-González R, Šimůnek J, Sauvé S & Adriano D (2006) Mechanisms and Pathways of Trace Element Mobility in Soils. *Advances in Agronomy*, Academic Press, Volume 91: 111-178. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)91003-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)91003-7).

Connell JH (1978) Diversity in tropical rainforests and coral reefs – high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science*.199:1302-1310

Costa CB, Ribeiro SP & Castro PTA (2010) Ants as Bioindicators of Natural Succession in Savanna and Riparian Vegetation Impacted by Dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. *Restoration Ecology* 18: 148–157 doi: 10.1111/j.1526-100X.2009.00643.x

Costa- Milanez, CB, C, Majer J.D., Castro PTA & Ribeiro SP. (2017) Influence of soil granulometry on average body size in soil ant assemblages: implications for bioindication. *Perspectives in Ecology and Conservation*, vol. 15, no. 2, p. 102–108, 2017. DOI 10.1016/j.pecon.2017.03.007.

Dangerfield J.M., Pik A.J., Britton D., Holmes A., Gillings M., Oliver I., Briscoe D. & Beattie A.J. (2003) Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* 28: 227–236. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01240.x>

Dolabela BM, Antonini Y, Pinto VD, Onésimo C, Brito MF & Costa FV (2020) The importance of forest simplification and litter disturbance in defining the assembly of ground-foraging ants. *Neotropical Entomology* <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00815-5>

Drumond M A, SILVA SRDF, Utino MI (1998) O plano de manejo do Parque Estadual do Rio Doce – um projeto em início de execução. In: *OFICINA SOBRE GESTÃO PARTICIPATIVA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO*, Belo Horizonte. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas: 30-36.

Dufrêne M & Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366 [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)

Espindola HS, Campos RBF, Lamounier KCC & Silva RS (2016) Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. *Fronteiras: Journal of Social*,

Technological and Environmental Science 5.(3): 72-100 DOI
<http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2016v5i3.p72-100>

Fonseca, GAB (1997) Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre. In: Paula, J.A. *et al.* (eds.). Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica. UFMG/Cedeplar, Belo Horizonte. Pp.455-468

Fundação João Pinheiro (2019) - Indicadores economicos 20. Contas Regionais de Minas Gerais – Ano de Referência 2017. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.mg.gov.br/>

Gall JE, Boud RS & Rajakaruna N (2015) Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review Environmental Monitoring and Assessment. 187:201 DOI
<https://doi.org/10.1007/s10661-015-4436-3>

Gibb H, Sanders NJ, Dunn RR, Arnan X, Vasconcelos HJ, Donoso DA, Andersen NA, Silva RR, Bishop TR, Gomez C, Grossman BF, Yusah KM, Luke SH, Pacheco R, Pearce-Duvel J, Tista RM & Parr CL (2017) Habitat disturbance selects Against both small and large species across varying climates <https://doi.org/10.1111/ecog.03244>

Grigal DF & Vance ED (2000) Influence of soil organic matter on the forest productive. New Zealand Journal of Forestry Science 30(1/2): 169-205.

Grzès IM (2009a) Ant species richness and evenness increase along a metal pollution gradient in the Boleslaw zincs melter area. Pedobiologia 53:65–73

Grzès IM (2010) Ants and heavy metal pollution: a review. European Journal of Soil Biology 46 350e355. doi:10.1016/j.ejsobi.2010.09.004059.

Frizzi F, Masoni A, Çelikkol M, Palchetti E, Ciofi C, Chelazzi G & Santini G (2017) Serpentine soils affect heavy metal tolerance but not genetic diversity in a common Mediterranean ant. Chemosphere 180: 326-334. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.026>

Fundação João Pinheiro (2019) - Indicadores economicos 20. Contas Regionais de Minas Gerais – Ano de Referência 2017. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.mg.gov.br/>

Hänsch R & Mendel RR (2009) Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). Current Opinion in Plant Biology, 12(3): 259-266
<https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.05.006>

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. The Ants. Cambridge, Mass. Harvard University Press. 746p. ISBN 9780674040755

IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (2015). Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Laudo Técnico Preliminar. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf

Jacquier L, Doums C, Dour-Chaboussant A, Tirad C & Molet M (2020) Urban colonies are more resistant to a trace metal than their forest conter parts in the ant *Temnothorax nylanderii*. Urban Ecosystem <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01060-9>

Jucoski GO, Cambraia J, Ribeiro C & Oliveira J (2016) Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. 1 Excess iron on growth and mineral composition in *Eugenia uniflora* L. Revista Ciência Agrônômica 47 (4): 720-728

Justin C. Stout, Patrick Belmont, Shawn P. Schottler & Jane K. Willenbring (2014) Identifying Sediment Sources and Sinks in the Root River, Southeastern Minnesota, *Annals of the Association of American Geographers*, 104 (1): 20-39, DOI:10.1080/00045608.2013.843434

Khan, S.R., Singh, S.K. & Rastogi, N. (2017) Heavy metal accumulation and ecosystem engineering by two common mine site-nesting ant species: implications for pollution-level assessment and bioremediation of coal mine soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (195) <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5865-y>

Koponen, S, Niemela, P (1995) Ground-living arthropods along pollution gradient in boreal pine forest. *Entomologica Fennica* 6, 127–131.

Lange, D., Vilela, A. A., Erdogmus, G. D. V. M., Barbosa, A. B., Costa, S. C., & Stefani, V. (2015). Temporal dynamic of foraging of epigeic ants in an urban forest fragment. *Bioscience Journal*, 31(5). <https://doi.org/10.14393/BJ-v31n5a2015-27339>

Lau AV, Jardim MAG (2014) Relação entre o banco de sementes e a composição química do solo em uma floresta de várzea. *Biota Amazônia* 4 (2): 96-101

Lessard J-P (2019) Ant community response to disturbance: A global synthesis *Journal of Animal Ecology* DOI: 10.1111/1365-2656.12958

Li C, Zhou K, Qin W, Tian C, Qi M, Yan X & Han W (2019) A Review on Heavy Metals Contamination in Soil: Effects, Sources, and Remediation Techniques. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* <https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1592108>

Longino, J.T. 2003a. The *Crematogaster* of Costa Rica. *Zootaxa* 151: 1-150.

Longino JL, Branstetter MG & Ward OS (2019) Ant diversity patterns across tropical elevation gradients: effects of sampling method and subcommunity. *Ecosphere* 10(8). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2798>

Machado IF & Figueirôa SFM (2000) 500 anos de mineração no Brasil: breve histórico. *Brasil Mineral*. 186: 44-47

Marques TCLLSM, Soares AM, Gomes MP & Martins G. (2011) Respostas fisiológicas e anatômicas de plantas jovens de Eucalipto expostas ao cádmio. *Revista Árvore* 35(5): 997-1006 <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000600005>

Martins CAS, Nogueira NO, Ribeiro PH, Rigo MM & Candido AO (2011) Dynamics of soil trace metal. *Revista Brasileira de Agrociência*, 17(3-4):383-391.

McBride MB (1994) *Environmental chemistry of Soil*. Oxford University Press. New York.

Mendonça ES & Matos ES (2005) *Matéria orgânica do solo: métodos de análises*. Viçosa: UFV, 107 p.

Mertl AL, Ryder KT & Traniello FA (2009) Impact of Flooding on the Species Richness, Density and Composition of Amazonian Litter-Nesting Ants. *Biotropica* 41(5): 633–641 <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00520.x>

Milanez B (2017) Mineração, ambiente e sociedade: impactos complexos e simplificação da legislação. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental (IPEA)*, v. 16, p. 93-101.

MME- Ministério das Minas e Energia (2019). *Boletim de extração Mineral*. Disponível em:

<http://www.mme.gov.br/documents/78404/0/BOLETIM+SETOR+MINERAL.pdf> (acessado em 18/11/2020)

Naiman R.J., Décamps H. & McClaim M.E. (2005) *Riparia Ecology, Conservation and Management of Stream side Communities*. Elsevier Academic Press.

Nummelin M, Lodenius M, Tulisalo E, Hirvonen H & Alanko T (2007) Predatory insects as bioindicators of heavy metal pollution. *Environmental Pollution* 145: 339-347 doi:10.1016/j.envpol.2006.03.002

Paetzold, A., Yoshimura, C., & Tockner, K. (2008). Riparian Arthropod Responses to Flow Regulation and River Channelization. *Journal of Applied Ecology*, 45(3):894-903. <https://www.jstor.org/stable/20144043>

Parr CL, DunnRR, Sanders N J, Michael D, WeiserMD, PhotakisM, Bishop TR, Fitzpatrick MC, Arnan X, Baccaro F, Brandão CRF, Chick L, Donoso DA, FayleTM, GómezC, GrossmanB, MunyaiTC, Pacheco R, Retana J, Robinson A, Sagata K, SilvaRR, TistaM, VasconcelosH, Yates M, Gibb H (2017). Global Ants: a new data base on the geography of ant traits (Hymenoptera: Formicidae). *Insect Conservation and Diversity* 10: 5–20 <https://doi.org/10.1111/icad.12211>

Pickett, STA & White, PS (eds), 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. — Academic Press, Orlando. DOI: 10.1016/B978-0-08-050495-7.50006-5

Perry KI, Wallin KF, Wenzel JW & Herms DA (2018) Forest disturbance and arthropods: Small scale canopy gaps drive invertebrate Community structure and composition. *Ecosphere* 9(10). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2463>

Philpott SM, Perfecto I, Armbrrecht & Parr CL. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: Lach L, Parr CL & Abbott KL. *Ant Ecology*. Oxford University Press. p. 137 - 156.

Pires, APF, Rezende CL, Assad ED, Loyola R, Scarano FR (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15: 187-193. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>

Queiroz HM, Nóbrega GN, Ferreira TO, Almeida, LS, Romero TB, Santaella ST, Bernardino AF, Otero XL (2018) The Samarco mine tailing disaster. A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, 637–638: 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>

Ramey T.L. & Richardson J.S. (2017) Terrestrial invertebrates in the riparian zone: mechanisms underlying their unique diversity. *BioScience*. 67: 808–819. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>

Reice SR, Wissmar RC, Naiman RJ (1990) Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic ecosystems. *Ecology* 71: 647–659

Ribas CR, Solar RRC, Campos RBF, Schmidt FA, Valentim CL, Schoereder JH (2012a) Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? *Journal Insect and Conservation* 16:413–421. DOI 10.1007/s10841-011-9427-2

Ribas CR, Campos RBF, Schmidt FA, Solar RRC (2012b) Ants as Indicators in Brazil: A Review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche: A Journal of Entomology*. <https://doi.org/10.1155/2012/636749>

Ribas CR, Schimidt FA, Solar RRC, Campos RBF, Valentim CL, Schoederer JH (2012c) Ants as Indicators of the Success of Rehabilitation Efforts in Deposits of Gold Mining Tailings. *Restoration Ecology* 20 (6): 712 – 720.

doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00831.x

Roberts DW (2019). Ordination and Multivariate Analysis for Ecology -Package 'labdsv'. Version: 2.0-1 <https://cran.r-project.org/web/packages/labdsv>

Rosière CA & Chemale Jr F (2000) Itabirito e minérios de ferro de alto teor do Quadrilátero Ferrífero - uma visão geral e discussão *Revista Geonomos* 8(2):27-43
DOI: 10.18285/geonomos.v8i2.155

Roeser HMP & Roeser PA (2010) O Quadrilátero Ferrífero - MG, Brasil: Aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. *Geonomos* 18(1): 33 – 37

Rodrigues R.R. & Leitão Filho H.F. (2009) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp, 2009. 320 pp.

Schofield RMS, Nesson MH & Richardson KA (2002) Tooth hardness increases with zinc content in mandibles of young adult leaf-cutter ants. *Naturwissenschaften* 89:579–583 DOI 10.1007/s00114-002-0381-4

Schofield RMS, Nesson MH, Richardson KA & Wyeth P (2003) Zinc is incorporated into cuticular “tools” after ecdysis: The time course of the zinc distribution in “tools” and whole bodies of an ant and a scorpion *Journal of Insect Physiology* 49 31–44 doi:10.1016/S0022-1910(02)00224-X

Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana (2016) Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG -Decreto nº 46.892/201

Silva WC, Campos RBF & Ribeiro SP (2020) Formigas em florestas ripárias após o desastre da mineradora Samarco na bacia do rio Doce-MG. Dissertação de mestrado (UFOP)

Shephard AM, Mitchell TS, Henry SB, Oberhauser KS, Kobiela ME & Snell-Rood EC (2020) Assessing zinc tolerance in two butterfly species: consequences for conservation in polluted environments. *Insect Conservation and Diversity* 13(2): 201-210 <https://doi.org/10.1111/icad.12404>

SOCT- Sistema Operacional de Ciência e Tecnologia (1981) Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC. Programa de pesquisas ecológicas do Parque Estadual do Rio Doce. Belo Horizonte v.2

Sposito G (2008). *The chemistry of soil*. Oxford University Press. 2nd ed. 329pp.

Sterzyńska M, Shrubovych J, Tajovský K, Čuchta P, Starý J, Kaňka J & Smykla J (2020) Responses of soil microarthropod taxon (Hexapoda: Protura) to natural disturbances and management practices in forest-dominated subalpine lake catchment areas. *Scientific Reports* 10:5572 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62522-w>

Tagwireyi P, Sullivan SMP (2015) Riverine Landscape Patch Heterogeneity Drives Riparian Ant Assemblages in the Scioto River Basin, USA. *PLoS ONE* 10(4): e0124807. doi:10.1371/journal.pone.0124807

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A & WG (2017) *Manual de métodos de análise de solo*. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa 574p

Turner M (2010) Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91: 2833–2849

Tyler G, Pahlsson AMB, Bengtsson G, E. Bääth E & Tranvik L Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. *Water Air Soil Pollut* 47, 189–215 (1989). <https://doi.org/10.1007/BF00279327>

Warchałowska-Śliwa, E., Niklińska, M., Görlich, A., Michailova, P., Pyza, E. 2005. Heavy metal accumulation, heat shock protein expression. And cytogenetic changes in *Tetrix tenuis cornis* (L.) (Tetrigidae, Orthoptera) from polluted areas. *Environmental Pollution* 133 (2): 373-381 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.013>.

Wilson EO (2003). *Pheidole in the New World: A dominant, hyperdiverse ant genus*. Harvard University Press, Cambridge, MA. 33

3.7 – APÊNDICE

Caracterização detalhada dos solos:

- Perfil Granulométrico

A construção do perfil do solo entre os diferentes tratamentos indica o predomínio da fração areia em ambos os solos. Nos solos contaminados, os diferentes sedimentos da fração areia representam cerca de 89% do peso total destes solos. Nos solos não contaminados, esse valor corresponde a 96% do peso total destes solos. O restante dos sedimentos pertence à fração silte e representam 11% e 4% do peso dos solos contaminados e não contaminados respectivamente. A componente principal 1 correlacionou-se positivamente apenas como o granulo e negativamente com os demais sedimentos (areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina, silte grosso e silte argila). Os escores da componente principal 2 correlacionaram-se positivamente com areia grossa, areia média, areia fina e silte grosso e negativamente com granulo, areia muito grossa, areia muito fina e silte argila (Figura 1A, Tabela 1A).

A areia muito grossa diferiu entre os tratamentos ($F_{(11, 10)} = 5.4754$, $P=0.04134$, Figura 2A -A), com maior concentração nas áreas contaminadas do que nas áreas não contaminadas. Porém, este sedimento não diferiu entre os habitats ($F_{(11,9)} = 0.3022$, $P= 0.59587$) ecotonais e florestais. A areia muito fina foi maior nas áreas contaminadas ($F_{(11, 10)} = 5.687$, $P= 0.0383$, Figura 2A -B) do que nas áreas não contaminadas, porém não diferiu entre os habitats ($F_{(11,9)} = 1.2136$, $P = 0.29920$) ecotonais e florestais. Tanto para a areia muito grossa ($F_{(11,8)} = .8895$, $P= 0.37321$) quanto a areia muito fina ($F_{(11,8)} = 0.7125$, $P=0.42312$) não mostram interação entre o distúrbio e o habitat.

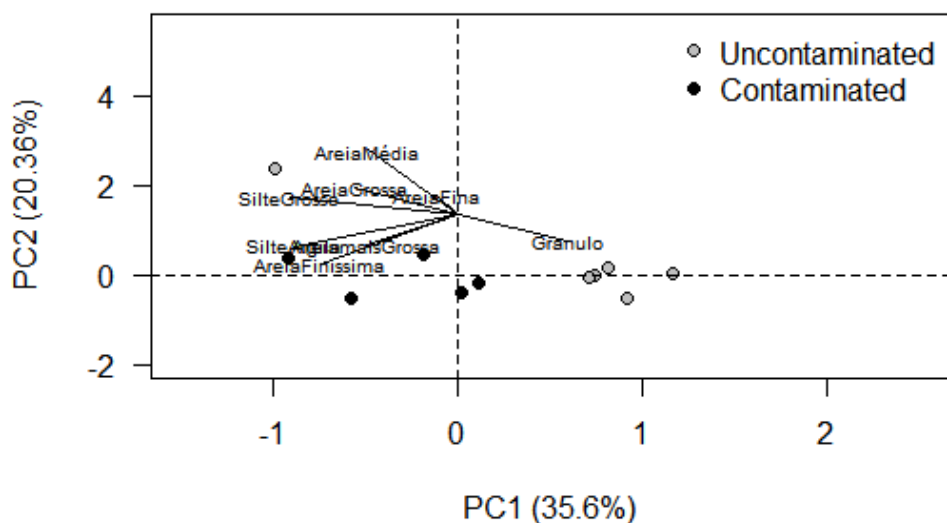


Figura 1A. Análise de Componentes Principais para os sedimentos granulométricos do solo

Tabela 1. Scores dos sedimentos granulométricos usados para a PCA

	PCA -1	PCA-2
Grânulos	0.5963	-0.3533
Areia muito grossa	-0.5009	-0.4080
Areia grossa	-0.5610	0.3544
Areia média	-0.4852	0.8691
Areia fina	-0.1152	0.2692
Areia muito fina	-0.7468	-0.6602
Silte grosso	-0.9100	0.2288
Silte argila	-0.8869	-0.4206

A porção do grânulo diferiu com o tratamento ($F_{(11, 10)} = 8.9498$, $P=0.01729$) e com o habitat ($F_{(11,9)}= 6.8771$, $P=0.03054$) e foi mais concentrado nos ecótono das florestas não contaminadas. O grânulo mostrou a existência da interação entre o habitat e tratamento ($F= 10.2001$ 0.01273 , Figura 3A). A areia grossa, diferiu entre os tratamentos ($F_{(11, 10)}=7.9780$, $P= 0.01990$, Figura 4A -A) e entre os habitats ($F_{(11,9)}=8.2766$, $P= 0.01827$, Figura 4A- B), sendo mais concentrada nas florestas que foram contaminadas.

A interação entre essas duas variáveis, porém, não foi significativa ($F= 5.0018$, $P= 0.05573$). As outras classes dos sedimentos não diferiram entre os tratamentos que foram contaminadas pelo rejeito e as áreas não contaminadas (Areia média $F= 0.2321$, $P= 0.6415$, Areia fina: $F= 0.5583$, $P= 0.4740$, Silte grosso $F= 0.4211$, $P= 0.5326$, Silte argila $F= 4.3758$, $P= 0.06599$). Eles também não diferiram entre os habitats (Areia média: $F=0.9424$, $P= 0.3570$, Areia fina: $F= 0.0352$, $P=0.8553$, Silte grosso: $F= 0.1123$, $P= 0.7452$, Silte argila $F= 0.5615$, $P= 0.47280$). A interação entre o tratamento e o habitat não foi significativa para areia média ($F=0.0654$, $P= 0.8045$), areia fina ($F=0.5187$, $P=0.4919$), silte grosso ($F=2.8451$, $P= 0.1301$), silte argila ($F=0.2687$, $P= 0.61826$).

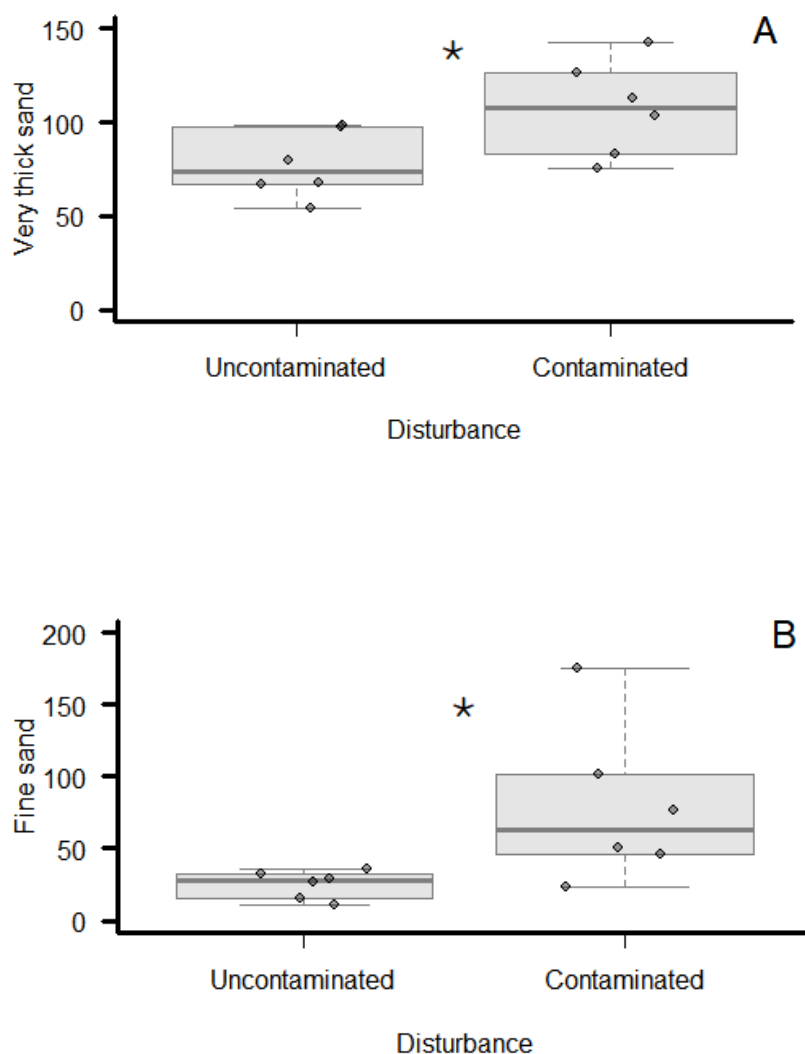


Figura 2A. Concentração de areia muito grossa (A) e areia muito fina (B) entre os dois tratamentos: Contaminado e Não Contaminado.

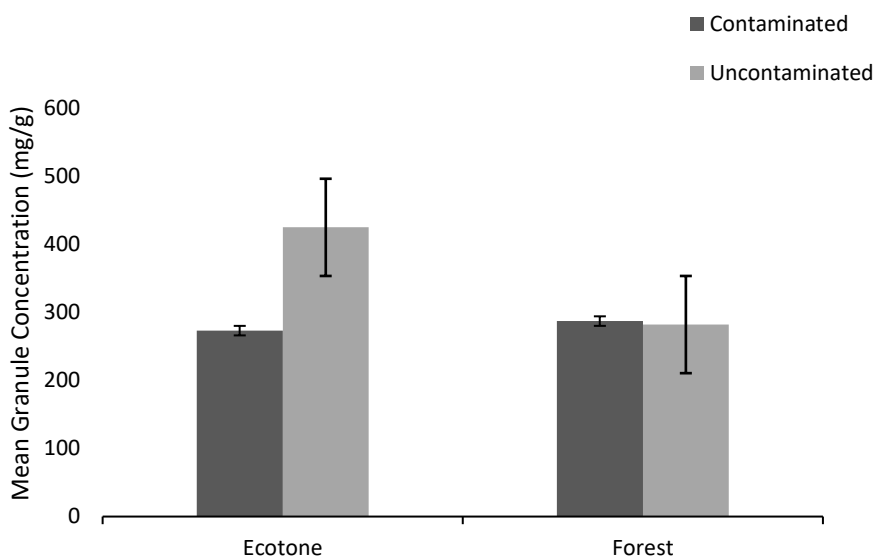


Figura 3A. Média da concentração dos grânulos nos habitats (ecótono e floresta) entre para os dois tratamentos (contaminado e não contaminado)

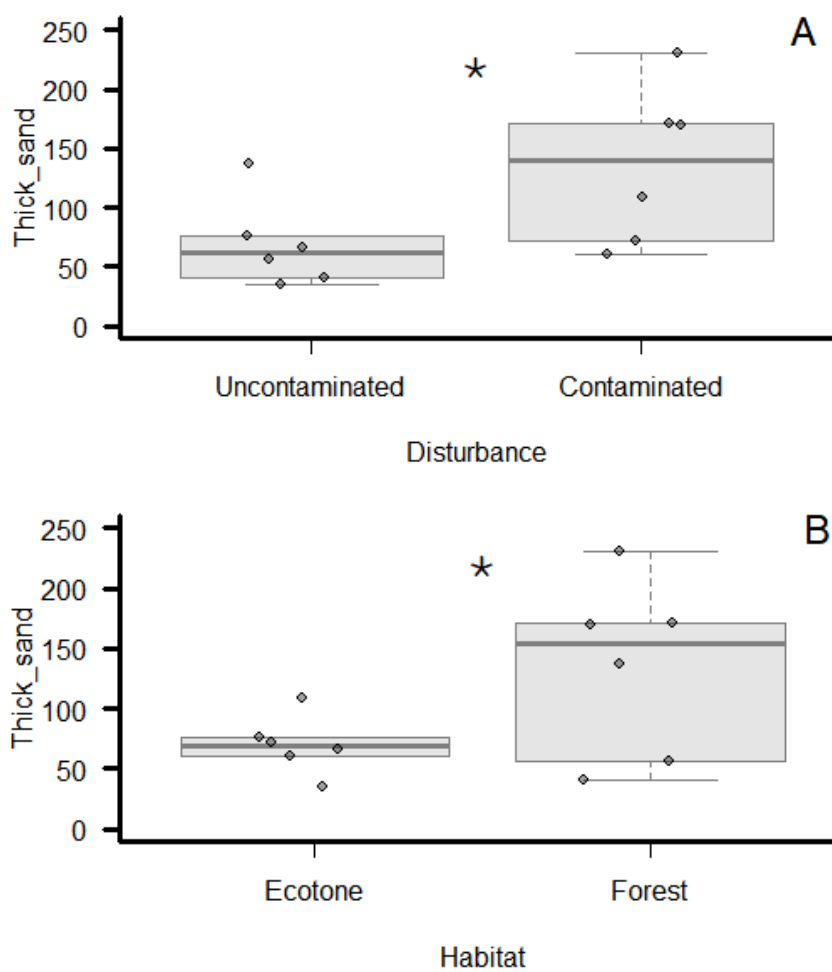
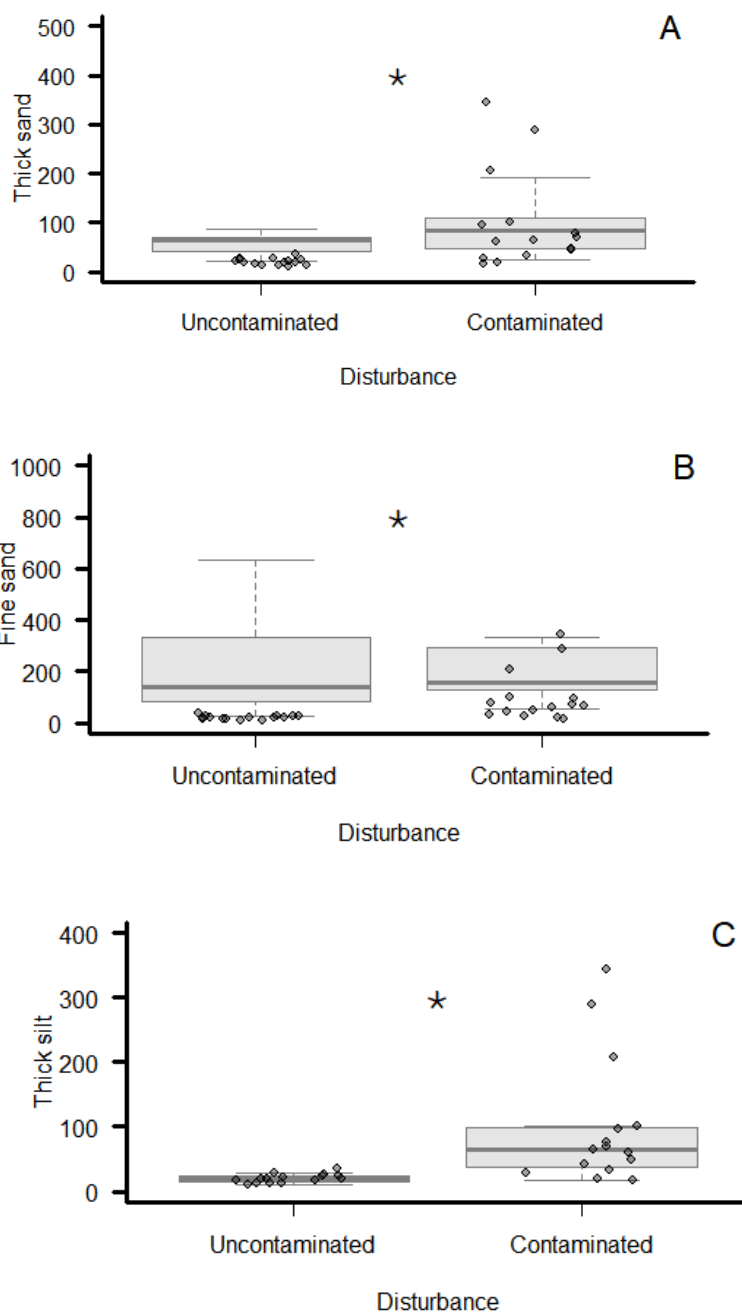


Figure 4A. Fração do sedimento areia grossa entre os tratamentos (A) e entre os habitats (B).

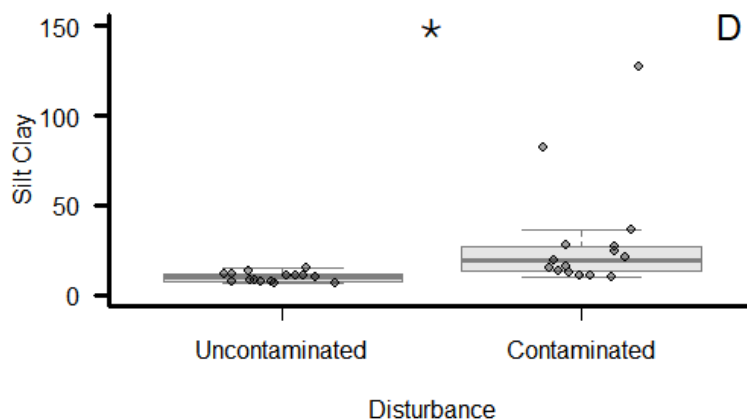


Figura 5A. A areia grossa foi mais concentrada nas florestas contaminadas (A), A areia muito fina estava mais concentrada nas florestas não contaminadas (B). O Silte grosso (C) e o silte argila (D) foram encontrados em maior concentração nas florestas contaminadas.

- Perfil Químico: Composição de Metais

A análise de composição dos metais revelou que o solo das florestas ripárias contaminadas pelo rejeito é diferente do solo das florestas não atingidas (PERMANOVA: $R^2=0.15524$, $p=0.028$). A concentração de metais no solo, foi ordenada através da PCA (Material Suplementar: Figura 7A, Tabela 2A), onde os componentes principais 1 e 2 (PCA-1 e PCA-2) explicaram 82% da variabilidade total dos dados, sendo que a PCA-1 explicou 63% e a PCA-2 19%. Os escores do componente principal 1 correlacionaram-se negativamente com todos os metais testados (Al, Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, Tabela 3). A componente principal 2 correlacionou-se negativamente com o Al, Cr e Zn e positivamente com o Cu, Fe e o Mn.

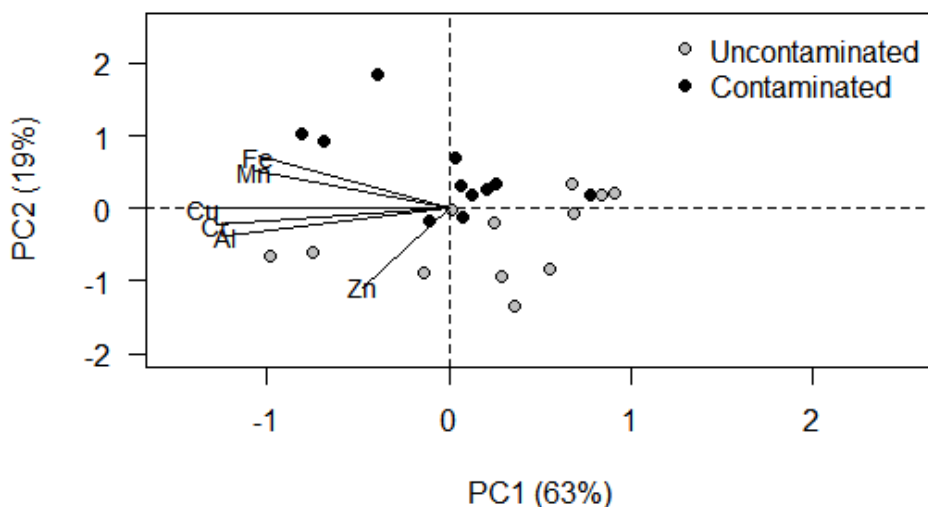


Figura 7A. Componentes principais (PCA-1 e PCA-2) para a concentração de metais no solo em amostras de solos de florestas ripárias que tiveram o solo atingido e para as florestas não atingidas por rejeito de minério. Os pontos representam o ordenamento das amostras e as setas o ordenamento das variáveis resposta.

Tabela 2A. Escores definidos pela Análise de Componentes Principais (PCA) para a concentração dos metais no solo das florestas ripárias estudadas

Metais	PCA -1	PCA-2
Al	-1.2213	-0.382594
Cr	-1.2721	-0.236815
Cu	-1.3508	0.004034
Fe	-1.0442	0.712662
Mn	-1.0616	0.506254
Zn	-0.4759	-1.089478

Apenas o ferro ($F_{(23,22)}=14.0329$, $P= 0.001273$) e manganês ($F_{(23,22)}= 7 17.3198$, $P= 0.000482$) foram diferentes entre os tratamentos (contaminados e não contaminado). A concentração desses dois metais também diferiu entre os habitats (Fe: $F_{(23,21)}=7.9650$, $P= 0.010526$, Mn: $F_{(23,21)}= 7.7396$, $P=0.011505$) que interagiu fortemente com o distúrbio (Fe: $F_{(23,20)}= 6.2868$, $P= 0.020903$, Figura 8A-A; Mn: $F_{(23,20)} = 12.6847$, $P= 0.001955$, Figura 8A- B), indicando conforme o esperado, a contaminação do solo nas zonas ecotonais das florestas ripárias atingidas. A concentração dos demais metais porém, não exibiu interação entre o tratamento e o habitat (Al: $F_{(23,20)}= 1.9225$, $P= 0.1808$, Cu: $F_{(23,20)}= 3.0554$, $P= 0.09581$, Cr: $F_{(23,20)}= 1.5876$, $P=0.2222$, Zn: $F_{(23, 20)}= 0.5123$, $P=0.4824$), bem como não diferiu entre essas duas variáveis separadamente (Al: Disturbance:

$F_{(23,22)}= 0.0000$ $P=0.9987$, Habitat: $F_{(23,21)}=0.1492$, $P= 0.7032$, Cu: (Disturbance) $F_{(23,22)}=2.8920$, $P= 0.1038$, (Habitat) $F_{(23,21)}= 1.4017$, $P= 0.2497$, Cr: (Disturbance) $F_{(23,22)}= 0.6937$, $P= 0.4143$, (Habitat) $F_{(23,21)}= 0.1184$, $P= 0.7342$, Zn: (Disturbance) $F_{(23, 22)}= 1.3512$, $P=0.2581$, (Habitat) $F_{(23, 21)}= 0.0880$, $P=0.7696$)

As análises para os outros parâmetros químicos do solo revelaram que as áreas apresentam o pH ácido, próximo a 5.5. Esse parâmetro no entanto, não diferiu entre tratamentos ($F_{(11, 10)} = 2.0049$, $P=0.1905$) e nem entre habitats ($F_{(11,9)} = 1.6981$, $P= 0.2249$) e não exibiu interação entre o tratamento e o habitat ($F_{(11,8)} = 0.5421$, $P= 0.4826$).

A capacidade de troca catiônica total (CTCT) não diferiu entre os tratamentos ($F_{(11,10)}= 1.8562$, $P=0.2062$), nem entre os habitats ($F_{(11,9)} = 1.8355$, $P= 0.2085$). De maneira semelhante a capacidade de troca cationia efetiva (CTCE) não diferiu entre os tratamentos ($F_{(11,10)}=1.4037$, $P= 0.2664$) e também não foi explicada pelos habitats ($F_{(11,9)} =0.0201$, $P= 0.8904$). O valor médio do CTCE do solo correspondeu a cerca de 65 % do valor médio do CTCT. Não houve interação entre o distúrbio e o habitat para o CTCT ($F_{(11,8)} = 0.0052$, $P= 0.9441$) e nem para o CTCE ($F_{(11,8)} =0.8092$, $P= 0.3946$).

A matéria orgânica também não diferiu entre os tratamentos ($F_{(11,10)}= 0.0171$, $P= 0.8988$), entre os habitat ($F_{(11,9)}= 2.9882$ 0.1179) e não mostrou interação entre esses dois parâmetros ($F_{(11,8)}= 0.1886$, $P= 0.6755$).

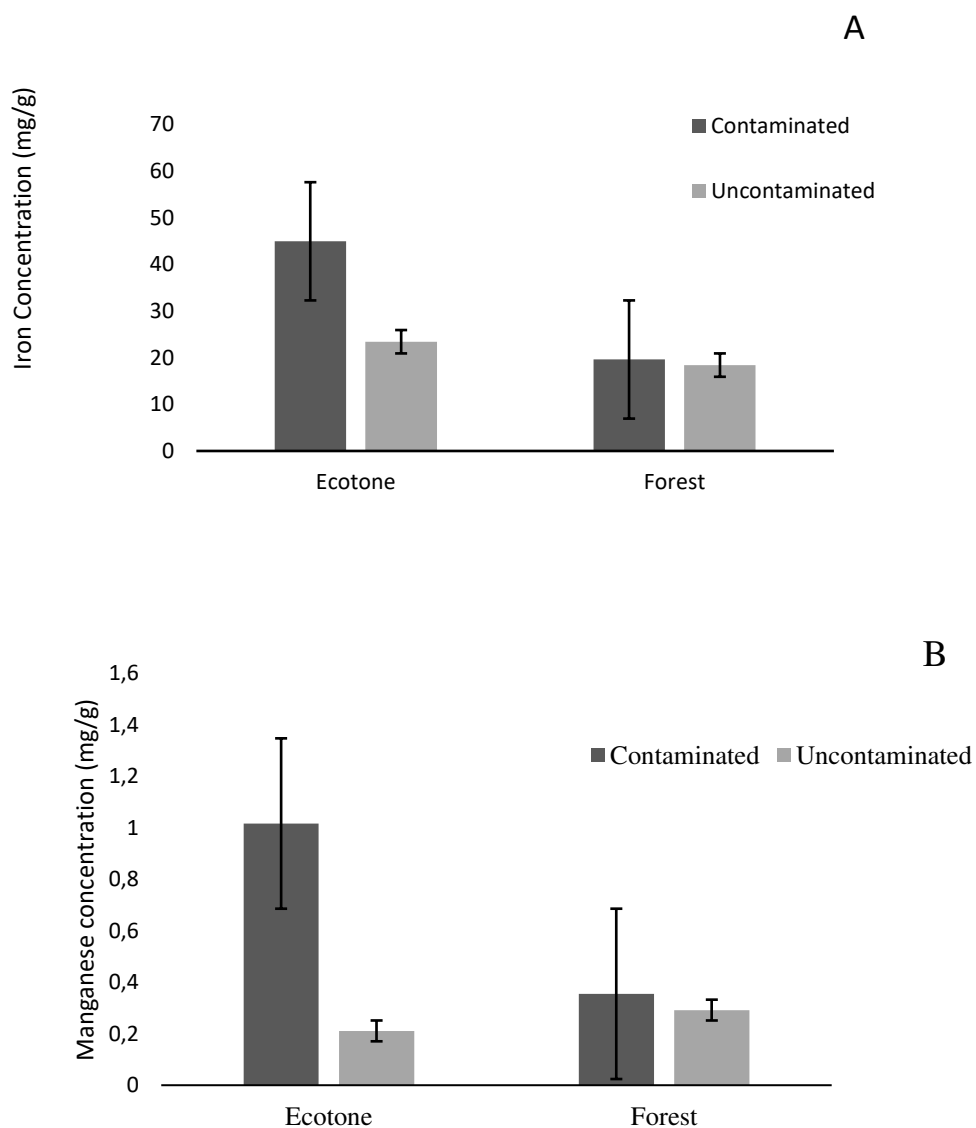


Figura 8A. Concentração de Ferro e Manganês dos solos contaminados e não contaminados pelo rejeito nas floresta ripárias. As diferenças nas concentrações do Fe (A) e do Mn (B) mostram que a maior concentração de ambos os metais é maior nas áreas que foram contaminadas pelo rejeito.

4 - CAPÍTULO 3: Matas Ciliares e áreas protegidas após o rompimento da Barragem de Fundão

Maria Fernanda Brito de Almeida, Najela Priscila do Reis Moreira, Renata Bernardes Faria Campos

4.1- UM DEDO DE PROSA

Vamos Preservar o Rio!

(Francisco Diniz, João Pessoa-PB, 16 de maio de 2006)

Peço licença a você
Para aqui retratar
Os cuidados com o rio
E em poesia popular
Quero chamar a atenção
Precisamos educar...

O idoso, o adulto,
O jovem e a criança,
Todos somos responsáveis
Para que a esperança
Na construção do futuro
Possa nos dá a confiança

E de fato entender
Que só a conscientização
É um sinal de que houve
A plena educação,
Mas isso é um processo
Que começa com a ação.

Diária de todo o povo,
De toda a comunidade,
Pois os problemas que afetam
O campo ou a cidade
Podem sim, ser resolvidos
Com responsabilidade
Que deve ter cada um

No agir com sabedoria,
Preservando a natureza
E entendendo que a harmonia
Do homem com o planeta
É vida com poesia.

O rio sempre nasce limpo
Numa fonte embevecida,
Sobe monte, desce encosta,
Fornece a acolhida
Às plantas, aos animais
E corre pra nos dá vida.
Mas pode o belo rio
Um dia nos desprezar
Se por acaso a gente
O seu leito alterar,
Se a gente o poluir,
Ou suas margens desmatar.
E assim ele fica feio,
Sem limpeza, adocece,
Sem a mata ciliar
Quem o olha se entristece,
Áh, se cuidado com o rio
O nosso povo tivesse!

A importância e o valor das matas ciliares para manter a saúde dos ambientes terrestres e aquáticos e de todos os seres também já foi escrita em forma de rimas. A literatura de cordel (nome dado ao texto rimado), popular no nordeste do Brasil é frequentemente usada como um espaço para críticas sociais, culturais e ambientais. Essas críticas são baseadas em conhecimentos importantes sobre o tema tratado, como no cordel escrito por Francisco Diniz.

4.2 - ABRINDO A PROSA

Você já reparou as matas que existem nas margens dos rios? Você sabia que essas matas, além de fornecer sombra para os animais que buscam o rio para sobreviver e tornar o clima mais agradável para nós, também são muito importantes para garantir a saúde dos rios, dos organismos (incluindo nós, seres humanos) e de todo o ambiente?

Um dos processos que levam poluentes para os rios é conhecido como lixiviação. Nesse processo o excesso de substâncias, nutrientes e poluentes que estão no solo podem chegar ao rio e contaminá-lo. Assim, as matas próximas aos rios, também conhecidas como matas ou florestas ciliares e protegem os rios e impedindo que eles se contaminem e adoçam, assim como cílios fazem ao redor dos nossos olhos. Ao evitar a lixiviação, as matas ciliares conseguem garantir a melhor qualidade da água do rio.

Uma outra maneira pela qual as matas ciliares protegem os rios é evitando o assoreamento e erosão das suas margens, dois processos que podem causar acúmulo de solo, pedras e cascalho nas beiras e no fundo do rio. Assim podemos comparar as matas ciliares com um filtro que segura os poluentes e grandes partículas e com isso mantém a água do rio em boas condições de uso para os animais e seres humanos. Quanto mais preservada a mata ciliar melhor será a eficiência desta filtragem.

A importância e os benefícios oferecidos pelas matas ciliares, atualmente são reconhecidas inclusive pela lei. No Código Florestal Brasileiro (Lei no 12.651/2012) as matas ciliares são classificadas como área de proteção permanente (APP), ambientes protegidos por serem fundamentais para a preservação dos rios e para o funcionamento equilibrado dos ambientes aquáticos e terrestres.

O problema é que essas matas que são responsáveis pela saúde dos rios têm, historicamente, sido destruídas pelo modelo de desenvolvimento econômico do Brasil. A maioria das cidades foi fundada nas margens de algum rio, justamente por eles serem fonte primária de água, alimento e importante para o deslocamento. As pastagens usadas na criação do gado bovino, por exemplo, muitas vezes são ampliadas pela remoção das matas ciliares. As áreas utilizadas para agricultura e indústria também seguem nesta mesma direção, reduzindo as matas ciliares e lançando uma enorme quantidade de poluentes no ambiente, como fertilizantes, defensivos agrícolas (agrotóxicos), esgoto e outras substâncias

tóxicas. E se as matas ciliares são removidas ou tornam-se muito pequenas e isoladas, o filtro ficará sobrecarregado e não vai funcionar de modo eficiente.

Infelizmente essa é a realidade do Rio Doce! Um rio que lentamente adoeceu devido a grande quantidade de poluentes que recebeu ao longo dos anos. Para piorar a situação da saúde do Rio Doce, o rompimento da barragem de rejeitos da Samarco despejou uma onda de substâncias tóxicas que atingiu o rio e as matas ciliares ao redor. Muitas das matas ciliares que poderiam contribuir para a proteção e recuperação do rio foram destruídas e aquelas que sobraram adoeceram ainda mais com a contaminação. O rejeito de mineração chamou a atenção de todos para um rio que já pedia ajuda, assim neste caderno trazemos um pouco da situação das áreas ciliares associadas ao rio Doce após o desastre de 2015.

4. 3- NO FIO DA PROSA

A barragem do Fundão, que rompeu no dia 05 de novembro de 2015, causou mortes e destruição de cidades e foi considerado o pior desastre ambiental provocado pela mineração. Os registros de rompimento de barragens que existem no Brasil e no mundo relatam diversos tipos de danos e prejuízos causados pelo rejeito, com muitos registros de mortes como o que aconteceu recentemente em Brumadinho, onde 270 pessoas morreram após o rompimento da barragem do córrego do Feijão. Porém, nenhum registro se compara ao que aconteceu com o ambiente devido à onda rejeito que avançou sobre o rio Doce e seus afluentes.

A barragem de Fundão estava carregada com toneladas de rejeito de minério de ferro e boa parte deste este volume, 50 milhões de metros cúbicos, foi despejado nos rios provocando uma forte onda que destruiu o que havia no caminho. Além de contaminar 670 km do rio Doce até o mar, contaminou também os rios que desembocam no Rio Doce e o abastecem com água (chamados rios secundários ou afluentes). Nesses afluentes o rejeito entrou num movimento contra a correnteza e subiu parte do canal destes rios contaminando adentro os trechos mais próximos e que se conectam ao Doce.

Porém não foi apenas o rio o atingido. O volume era tão grande que extravasou a calha do rio e destruiu, modificou e contaminou ambientes naturais ou alterados pelo homem

que estavam ao redor destes rios, entre eles as matas ciliares e propriedades rurais. Nos primeiros quilômetros abaixo da barragem, o rejeito destruiu toda a vegetação e os animais que vivem no ambiente terrestre que segue o rio. Uma grande camada de rejeito cobriu a margem dos rios com o rejeito até a extensão de 1km largura de distância do rio. Na medida que foi se distanciando da barragem a onda de rejeito foi perdendo a força e cobriu o solo das matas ciliares, em alguns lugares até árvores de grande porte foram arrancadas. A força do rejeito mudou o curso do rio, o solo e a paisagem dos ambientes ribeirinhos e aumentou a chance de erosões nas beiras dos rios o que pode levar grande quantidade de solo para o rio facilitando o assoreamento.

Alguns pesquisadores estimam que 374,81 ha de matas ciliares foram atingidas e contaminadas. Esse valor equivale a área de aproximadamente 500 campos de futebol. Na parte do meio da bacia do rio Doce, o rejeito atingiu cerca de 42km de matas ciliares que estão dentro da área parque Estadual do Rio Doce. Este parque está localizado nos municípios de Marliéria, Dionísio e Timóteo e é considerado uma das principais unidades de conservação do Estado por ser a terceira maior reserva de Mata Atlântica do Brasil e por abrigar 60% da diversidade conhecida para a Mata Atlântica.

Embora o rejeito tenha soterrado o solo, no parque a floresta permaneceu em pé. Porém os animais terrestres que vivem ou estavam nas matas ciliares, assim como os animais aquáticos, foram surpreendidos e muitos animais não conseguiram escapar sendo soterrados. Aqueles que sobreviveram ficaram sem água para consumo e, devido as características do rejeito, com dificuldade para chegar até ela. Alguns grandes animais como anta, capivaras e lontras que se arriscaram, ficaram atolados e sem resgate acabaram morrendo. Além disso, os animais perderam lugares para construção de ninhos ou tocas e sem alimentos, como foi relatado para muitas aves e mamíferos. Este cenário foi comum ao longo de toda a bacia e são efeitos diretos da chegada do rejeito.



Mapa. Localização do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) dentro da Bacia do Rio Doce (modificado do artigo da caravana territorial (de Trabalho, A. D. G. (2017)).



Foto 1. Rejeito depositado no solo de uma mata ciliar no PERD (Foto: Maria Fernanda Brito)

Porém todos os tipos de substâncias que compõe o rejeito são uma ameaça silenciosa. Desde o desastre, pesquisadores estão empenhados em decifrar quais as substâncias estavam misturadas ao rejeito e quais as consequências imediatas e a longo prazo da presença destas substâncias no ambiente e para os organismos vivos (incluindo o ser humano). Relatórios disponibilizados pelo governo do Estado de Minas Gerais que analisaram a qualidade dos solos após o desastre e concluíram que o rejeito, deixou o solo infértil e que após seco ele torna-se muito compacto impedindo a infiltração adequada de água e de nutrientes para as plantas e animais.



Foto 2. Marca da pegada de uma anta no rejeito (Foto: Renata Bernardes Faria Campos)

Uma das substâncias químicas registrada em grande concentração no solo o NaOH (hidróxido de sódio ou simplesmente sal) é uma das várias substâncias liberadas durante o processamento do minério de ferro. O excesso de sal no solo e na água obrigam as plantas a soltar a água que está dentro delas para tentar equilibrar as concentrações do ambiente ao redor. Porém a quantidade de sal é tão grande que a planta perde mais água do que poderia para o ambiente e dessa forma acabam morrendo por desidratação. Assim, na presença de sal elas morrem desidratadas, mesmo se estiverem na beira do rio e com água em abundância disponível. Portanto muitas plantas nativas que resistiram à força da onda de rejeito, morreram porque o ambiente tornou-se ruim para elas, dando espaço para outras espécies que antes não existiam ali.

Outros elementos químicos importantes e presentes no rejeito são os metais –ferro, manganês, cromo, boro, alumínio – considerados elementos químicos importantes para a sobrevivência e desenvolvimento de todos os seres vivos. Outros metais como o mercúrio e o arsênio são prejudiciais, mesmo em quantidades mínimas. Esses metais são originados das

rochas que formam o solo e sua concentração é diferente nas diversas regiões que formam a bacia do rio Doce. Isso acontece porque cada região é formada por rochas que têm metais em quantidades diferentes. Por exemplo, na região da bacia conhecida como Quadrilátero Ferrífero, próximo aos municípios de Ouro Preto e Mariana as rochas, assim como o solo são ricos principalmente em dois metais, o manganês e o ferro, este último responsável pela cor vermelha dos solos da região. Por outro lado, as rochas que formam a região do meio da bacia do rio Doce também possuem manganês e ferro, porém em menor concentração e são ricas em outros metais como cobalto, cobre, níquel, zinco.

Diversos estudos têm relatado que as concentrações de diversos metais aumentaram nos solos atingidos, porém segundo esses estudos os valores estão abaixo do valor máximo permitido (Valor de Referência) pelos órgãos ambientais. O manganês e ferro, mesmo abaixo do valor máximo permitido foram encontrados em quantidade quatro vezes maior que o esperado quando comparados a solos semelhantes não contaminados. A comparação da quantidade de metais em solos atingidos pelo rejeito no Parque Estadual do Rio Doce e de solos imediatamente ao lado, porém não atingidos revelam que o rejeito contribuiu com um grande aumento destes dois metais, o ferro e o manganês. Um dos maiores problemas da presença desses metais no ambiente é que eles não se degradam facilmente e são cumulativos, permanecendo no ambiente durante muitos anos, mesmo depois que a fonte poluidora é interrompida.

Todos os seres (plantas e animais) conseguem quantidades suficiente desses metais, principalmente através da alimentação. O problema é que se os organismos não conseguem eliminar o excesso de metais e acumulam no corpo, podendo sofrer com intoxicação, câncer ou mudanças no DNA. Desta forma, após o desastre, aves aquáticas, ou seja, que se alimentam organismos do rio, como peixes, foram obrigadas a se alimentar dos poucos peixes que sobraram e que possivelmente estavam contaminados transmitindo estas substâncias tóxicas para outros seres num processo chamado de biomagnificação. O acúmulo de metais no corpo dessas aves pode atrapalhar a reprodução delas por causar malformação dos ovos e outros problemas nos órgãos de reprodução.

Os efeitos do rejeito sobre as espécies de invertebrados, principalmente formigas, também já têm sido investigados. As formigas são um grupo sensível a mudanças ambientais e são bastante tolerantes aos metais no ambiente. A presença do rejeito também mudou a fauna de formigas, e espécies que são encontradas em ambientes bastante destruídos

substituíram as outras que não conseguem viver ali. Na verdade, o que as formigas nos mostram é que o rejeito realçou a degradação histórica que ocorre na bacia. Estes insetos desempenham diversas funções importantes ao ambiente como o transporte de sementes e com isso podem ajudar na recuperação das matas ciliares atingidas. Porém essa função ficou prejudicada e as formigas começaram a transportar uma quantidade menor de sementes. Assim, pouco se sabe sobre os efeitos que a presença destes metais pode causar ao longo do tempo.

Para a saúde humana a contaminação das matas ciliares por metais também é preocupante. Acredita-se que o contato dos seres humanos com os poluentes do rejeito através da água do rio, do solo contaminado e do alimento encontrado nestes dois ambientes pode ter impactos negativos em médio e longo prazo principalmente em pessoas que são consideradas grupo de risco como crianças, idosos e gestantes. Algumas pesquisas revelaram que as maiores queixas de saúde em pessoas que estiveram em contato com o rejeito de alguma maneira foram alergias respiratórias e de pele, tosse, rinite, falta de ar, dor de cabeça, coceira entre outros sintomas. Estes sintomas podem estar relacionados a intoxicação por ingestão, inalação ou contato com o rejeito e a poeira seca do rejeito. Outro agravante para a saúde humana é a possibilidade da emergência ou reemergência de doenças transmitidas por insetos e caramujos e roedores como ratos, animais chamados de vetores ou transmissores. Esses animais conseguem carregar e repassar para outros animais e o ser humano diversos tipos de vírus, bactérias e vermes. As florestas e matas ciliares, principalmente quando preservadas, conseguem manter as populações de animais que vivem ali, incluindo os transmissores de doenças, dentro de um delicado equilíbrio.



Foto 3: A esquerda a espécie *Atta sexdens*, também conhecida como saúva ou xenxém. A direita formigas do gênero *Crematogaster* buscando alimentos em uma isca de sardinha e mel (Foto: Maria Fernanda Brito)

Elas conseguem garantir e manter hospedeiros e evitam que os vetores tenham que buscar outras alimentares, diminuindo a chance do contato com humanos.

As mudanças na paisagem provocada pelo rejeito, somada ao acúmulo de lixo, criou ótimos ambientes para a proliferação destes vetores. A preocupação como o aumento ou surgimento de doenças começou logo após o rompimento. Muitos animais resgatados estavam doentes e precisaram ser abrigados em contato com outros animais, aumentando a chance de transmissão. Uma dessas doenças, a leishmaniose, é uma zoonose que adocece animais (principalmente domésticos) e pode ser transmitida para os seres humanos com a participação de um mosquito, conhecido como mosquito palha.

Outra doença importante que é motivo de preocupação é a dengue, cujo transmissor é o mosquito *Aedes aegypti*. Isso porque, além dos poluentes, muitos tipos de material arrastados junto com o rejeito foram depositados nas áreas ciliares criando locais que podem ser criatórios de larvas do mosquito que transmite a dengue. O “mosquito da dengue” encontra em ambientes que foram modificados, o local ideal para sobreviver e reproduzir.

Diante disso fica evidente a importância da preservação e da manutenção de matas ciliares! A presença da mata, em boas condições é a garantia da saúde dos rios, das plantas

e animais que dependem dela para sobreviver e do homem. O cuidar das matas ciliares, é mais que nunca, necessário para ajudar a recuperação e manter um ambiente de qualidade.

4.4 - OUTRAS PROSAS

As alterações nas matas ciliares e em todos os ambientes que são provocadas pelos homens têm aumentado a cada ano. Como vimos no texto as transformações no ambiente provocadas pelo homem prejudicam a qualidade das florestas. É muito comum pessoas que convivem próximas a ambientes naturais conseguirem identificar problemas no solo e na água do rio por exemplo, simplesmente através de uma observação atenta do que está acontecendo. Mas existem outras formas que podem indicar a qualidade dos ambientes. Uma delas são as análises laboratoriais de elementos da natureza, como solo, água, plantas. Outra maneira para tentar entender a qualidade do ambiente é através da presença de alguns seres vivos que são sensíveis as mudanças que ocorrem no local onde vivem. Um grupo frequentemente usado para tentar descobrir a qualidade do ambiente são os insetos. Eles desempenham diversas funções importantes que ajudam na reprodução das plantas (polinização), ajudam a transportar sementes de um lugar para outro melhoram a oxigenação do solo e controlam uns aos outros. Cumprindo todas essas funções, os insetos ajudam a manter o ambiente conservado e ajudam na recuperação dos ambientes que sofreram algum impacto. Um grupo de insetos que muitos cientistas usam para decifrar o ambiente são as formigas.



Foto 4. A esquerda cientistas trabalhando para entender as formigas e o ambiente. A direita a espécie *Camponotus sericeiventris*, também conhecida como formiga apaga fogo (Foto: Sérgio Pontes Ribeiro (à esquerda) e Renata Faria Bernardes Campos (à direita)).

As formigas são um grupo abundante e que respondem rapidamente as mudanças no ambiente. A presença ou a ausência das espécies de formigas no ambiente contam muito a história do lugar. Nem todas as formigas conseguem permanecer e evitam um ambiente contaminado por metais. Porém outras espécies de formigas não se importam muito com a qualidade do ambiente e até aproveitam a oportunidade para explorar estas áreas poluídas. Por isso as formigas (e outros insetos) são conhecidos como bioindicadores da qualidade do ambiente.

Curiosidade

Você sabia que atualmente são conhecidas 13 mil espécies de formigas?

E cada uma é diferente da outra! Comece a observar com atenção! Você encontrará muito mais formas e cores do que poderia imaginar!

4.5- .AMARRANDO A PROSA

Agora que já entendemos a importância de matas ciliares para a saúde do rio e também para a saúde de todos os seres vivos é preciso estar atento ao que os rio nos diz! O rio manifesta através da qualidade das suas águas o resultado das condições do ambiente ao seu redor. E como um ciclo, o ambiente terrestre contaminado e sem matas (aqui especialmente as ciliares), contamina a água. A água contaminada contamina o solo através das inundações, ou seja, o rejeito que está no fundo do rio será trazido para as matas ciliares ano após ano, no período das cheias anuais que ocorre na época das chuvas.

Por outro lado, após encerrada a fonte de contaminação, muitos ambientes começam a demonstrar sinais que podem se recuperar. Sim, há chances de a situação melhorar! Porém essa recuperação é geralmente bem lenta e depende das características de cada ambiente, do tipo de contaminação ao qual foi exposto e durante quanto tempo ocorreu essa contaminação.

Além disso, é importante considerar que os rios e as matas ciliares não estão isolados dos ecossistemas do entorno, incluindo as nascentes, os topos de morros.

Entender como o rio e as matas se relacionam nos capacita a contribuir por meio de ações concretas para a recuperação, assim como para a mobilização da ação coletiva da população e do Estado em prol da qualidade dos ambientes, onde as áreas ciliares são uma parte importante.

A falta de qualquer planejamento e investimento em saneamento, centros de saúde e educação permitiu, que ao longo do tempo ocorresse a contaminação dos ambientes naturais da bacia com esgoto, resíduos industriais, de mineração e outros contaminantes. O acúmulo de lixo e a falta de saneamento básico são algumas das principais causas do surgimento e ressurgimento de doenças transmitidas por insetos (dengue, febre amarela, leishmaniose, parasitoses) e por ratos (leptospirose e outras parasitoses).

Hoje, além da proteção legal das áreas ciliares, há uma legislação específica para o saneamento a fim de garantir a qualidade dos ambientes e saúde humana. Entretanto somente cerca de 64% da bacia possui algum tipo de tratamento da água e do esgoto. A coleta de lixo também está crescendo e hoje cerca de 89% das residências da bacia do Rio Doce são atendidas por esse serviço.

Isso melhora bastante o cenário, porém não resolve e muito ainda precisa ser feito. A destruição provocada pelo rejeito que veio da barragem de Fundão é resultado da falta de atenção cumulativa e agravou ainda mais a situação. Por outro lado, o desastre chamou a atenção para a importância de um novo olhar para o rio e os ambientes que o rodeiam, como essencial para a garantia da nossa sobrevivência!

Podemos mudar algumas práticas no nosso dia a dia para ajudar a preservar o que realmente importa? Além da ação individual é possível acionar os órgãos ambientais caso notar acúmulo de lixo e sujeira ou se perceber mudanças na água do rio. Por outro lado, é preciso considerar a possibilidade de mobilização coletiva. É possível mobilizar os moradores do seu bairro ou a comunidade da sua escola para ações mais efetivas? É provável que você encontre na internet algumas experiências interessantes de grupos que se organizaram para a recuperação de áreas ciliares!

Alguns canais para contato com órgãos de fiscalização:

Em cada página você encontrará telefones e e-mails de cada uma dos institutos (IEF - florestas, IGAM – água) que formam a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável em Minas Gerais : <http://www.meioambiente.mg.gov.br/>.

Polícia Militar do Meio Ambiente de MG: <https://www.policiamilitar.mg.gov.br/portal-pm/ciapmmamb/principal.action>

4.6 - REFERENCIAS

Barbosa FAR, Maia-Barbosa PM, Nascimento AMA, Rietzler AC, Franco MW, Paes TA, Reis M, Moura KAF, Dias MF, Ávila MP, Oliveira LAG (2015) O desastre de Mariana e suas consequências sociais, econômicas, políticas e ambientais: porque evoluir da abordagem de Gestão dos recursos naturais para Governança dos recursos naturais? Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico / UFMG 24 (1/2): 169-182.

Carmo, FF, Kamino LHY, Tobias Jr R, Campos IC, Carmo FF, Silvino G, Castro KJSX, Mauro ML, Rodrigues NUA, Miranda MPS & Pinto CEF (2017) Perspectives Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. Perspectives in Ecology and Conservation. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>

Espindola HS, Campos RBF, Lamounier KCC & Silva RS (2016) Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science 5 (3): 72-100 DOI <http://dx.doi.org/10.21664/2238-8869.2016v5i3.p72-100> - ISSN 2238-8869

Fernandes GW, Goular FF, Ranieri BD, Coelho MS, Dales K, Boeche N, Bustamante M, Carvalho FA, Carvalho DC, Dirzo R, Fernandes S, Galetti Jr PM, Millan VEG, Mielke C, Ramirez JL, Nevers A, Rogass C, Ribeiro SP, Scariot A & Soares-Filho B (2016) Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil . Natureza & Conservação 14:35–45

Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana (2016) Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG Decreto nº 46.892/2015

Segura, FR, Nunes EA, Panis FP, Paulelli ACC, Rodrigues GB, Braga GUL, Pedreira Filho WR, Barbosa Jr F, Cerchiaro G, Silva FF & Batista BL (2016) Potential risks of the residue from Samarco's mine damburst (Bento Rodrigues, Brazil). Environmental Pollution : 1-13 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>

5 – CONCLUSÃO GERAL

No presente estudo investigamos a resposta de comunidades de formigas em ecossistemas ciliares a distúrbios naturais e antrópicos. No primeiro artigo (Capítulo 1), nós investigamos os padrões de abundância, riqueza e composição do solo e das espécies de formigas de dossel em ecótonos de floresta e lago-pântano pelos efeitos das enchentes de longa duração. Nós observamos uma forte similaridade entre a comunidade de formigas do solo nos ecótonos e a floresta adjacente do interior, o que pode refletir o período de seca extrema no qual este estudo foi conduzido. Apenas a abundância dessas espécies mais oportunistas parece responder ao filtro ambiental imposto pela transição e a imprevisibilidade do ecótono, possivelmente devido às suas habilidades de melhor aproveitamento dos recursos resultantes da sucessão natural nos novos solos secos. Como esperado, a fauna do dossel manteve-se mais constante e pouco afetada pelas flutuações na dinâmica de inundação. Neste capítulo mostramos que ocorre um padrão na resposta das formigas ao histórico de inundação, mesmo em comunidades com composição bastante distintas.

No segundo artigo (Capítulo 2), nós investigamos como a degradação de ecossistemas ciliares provocada pela deposição do rejeito afetou a frequência, as diversidades alpha, beta e abundância de espécies de formigas. Nossos resultados mostraram que as espécies mais frequentes, são espécies predominantemente grandes, generalistas e oportunistas como as do gênero *Ectatomma*, *Atta* e *Camponotus*. Essas espécies responderam aos parâmetros granulométricos do solo e são boas indicadoras destas características do solo. Estas espécies, no entanto, não mostraram relação com os metais. Porém *Pheidoleaff. reflexans* se mostrou uma boa indicadora de ambientes contaminados por metais, sendo frequentes em locais com altas concentrações de ferro (Fe) ou principalmente manganês (Mn). Em ambientes com concentrações naturais ou em concentrações muito altas dos metais, a frequência desta espécie é menor. Também observamos que a diversidade alpha e a abundância da comunidade de formiga foram maiores nos ambientes contaminados, mas a diversidade beta não respondeu aos impactos do rejeito. Além disso, observamos que as florestas ripárias, provavelmente devido ao próprio histórico de distúrbios, é bastante resiliente capaz de manter a comunidade de formigas com a ajuda da floresta adjacente, que fornece espécies para

recolonização no período pós distúrbio.

No último capítulo (3), o texto foi desenvolvido em parceria com o projeto “Relação com o saber e educação ambiental” desenvolvido pela Universidade do Vale do Rio Doce (Univale) nossa intenção foi divulgar os impactos provocados no rejeito sobre as matas ciliares e quais as consequências e deste impacto sobre os ecossistemas ciliares e sobre a comunidade humana. Este artigo de divulgação, será incorporado a um conjunto de cadernos temáticos “Conversas com o Rio Doce”, com distribuição prevista para as comunidades do médio rio doce.

De maneira geral, podemos concluir que os processos de recolonização das áreas perturbadas por distúrbios naturais ou antrópicos são mediados principalmente por espécies generalistas e oportunistas que conseguem encontrar em ambientes perturbados recursos favoráveis para sua permanência. Algumas destas espécies parecem adaptadas a regimes de perturbação mostram forte relação com os parâmetros físicos e químicos do solo sendo, portanto, indicadora de ambientes heterogêneos como as florestas ripárias e de locais contaminados com metais. Algumas espécies podem, através da sua resposta, dar boas informações sobre as características e qualidade do ambiente e, portanto, são boas indicadoras ambientais. Neste trabalho, a espécie *Pheidoleaff. reflexans* merece destaque pela sua tolerância e portanto por seu potencial de indicação de contaminação do solo por metais.