

**AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DE LATOSSOLOS NATURAIS OU  
CONTAMINADOS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO**

**WINNY SILVA TRUGILHO**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE  
DARCY RIBEIRO**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ  
FEVEREIRO – 2018**

**AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DE LATOSSOLOS NATURAIS OU  
CONTAMINADOS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO**

**WINNY SILVA TRUGILHO**

“Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Produção Vegetal”

**Orientador: Alessandro Coutinho Ramos**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ  
FEVEREIRO – 2018**

## FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do CCH / UENF

044/2018

T866 Trugilho, Winny Silva.

Avaliação da fertilidade de latossolos naturais ou contaminados por rejeito de minério de ferro / Winny Silva Trugilho. – Campos dos Goytacazes, RJ, 2018.

71 f. : il.

Bibliografia: 56 – 61.

Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, 2018.

Orientador: Alessandro Coutinho Ramos.

1. Minério de Ferro. 2. Latossolos - Fertilidade. 4. Rio Doce (MG) – Desastre Ambiental. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD – 631.42

# AVALIAÇÃO DA FERTILIDADE DE LATOSSOLOS NATURAIS OU CONTAMINADOS POR REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO

**WINNY SILVA TRUGILHO**

“Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestrado em Produção Vegetal”

Aprovada em 28 de fevereiro de 2018

Comissão Examinadora:

---

Prof. Cesar Abel Krohling (D.Sc., Ecologia de Ecossistemas) – INCAPER

---

Prof. Frederico Jacob Eutrópio (D.Sc., Ecologia de Ecossistemas) – ICCA

---

Profa. Amanda Azevedo Bertolazi (D.Sc., Produção Vegetal) – UENF

---

Prof. Alessandro Coutinho Ramos (D.Sc., Produção Vegetal) – UENF  
(Orientador)

*“Suba cada degrau sem tirar o lugar de ninguém, pois a benção que está no alto é destinada a quem lutou para alcançar.”*

**Padre Marcelo Rossi**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço, primeiramente, a Deus, por ter me dado o dom da vida, saúde, sabedoria e forças para superar os momentos de cansaço e desânimo;

À minha família, por sempre me proverem de ensinamentos para toda a vida em todas as questões, e por estarem ao meu lado nos meus momentos mais difíceis. Agradeço, principalmente, à minha avó, por sempre colocar a minha educação em primeiro lugar; à minha mãe e à minha tia Eliane em especial, por me encorajarem a enfrentar todos os desafios que a vida nos oferece;

Ao Hanan Góes, meu namorado, pela atenção, carinho, compreensão e ajuda, por acreditar que as dificuldades sempre passariam e que a aflição não seria em vão;

A todos os meus sinceros e verdadeiros amigos, desde a infância até os mais recentes. Obrigada pelo apoio e pela certeza de que este dia chegaria;

A todos que me ajudaram ultrapassar esta etapa: Renata, Alícia, Tia Dinha, Jonathas, Vívian, Izabela, Amanda, Antônio e tantos outros. De forma especial ao meu amigo Sávio Bastos, pelos conselhos, dicas, apoio, correções, paciência, disponibilidade e auxílio;

Ao professor, orientador e amigo, Alessandro Coutinho Ramos, não só pela orientação técnica neste trabalho, mas também, pela atenção e dedicação, apoio e

incentivo. Agradeço, também, pelos conselhos, que foram muito importantes para a minha pós-graduação e serão levados para toda a vida;

À banca examinadora, Cesar Abel Krohling, Frederico Eutrópio e Amanda Bertolazi, pela boa vontade e disponibilidade e, também, pelas ótimas contribuições e conhecimentos passados;

A todos os amigos da Universidade Estadual Darcy Ribeiro, em especial aos professores que sempre me deram todas as possibilidades para chegar até aqui;

Agradeço à Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, ao Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal e ao Laboratório de Fisiologia e Bioquímica de Microrganismos, pela oportunidade de realização deste curso;

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram de alguma forma para realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	7
2. REVISÃO DE LITERATURA .....	10
2.1. Rio Doce e o Desastre Ambiental.....	10
2.1.1. Bacia do Rio Doce .....	10
2.1.2. O Desastre Ambiental.....	13
2.2. O Micronutriente Fe e sua Toxicidade em Plantas .....	17
3. OBJETIVOS .....	21
3.1. Objetivos Gerais .....	21
3.2. Objetivos Específicos .....	21
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	23
4.1. Caracterização da Área de Estudo .....	23
4.2. Amostragens de solo .....	27
4.2.1. Coleta e preparo das amostras de solo .....	27
4.3. Análises dos atributos químicos do solo.....	28
4.3.1. Determinação do pH em água.....	29
4.3.2. Determinação da acidez potencial (H+Al) .....	29
4.3.3. Determinação do teor de alumínio trocável (Al <sup>3+</sup> ) .....	29
4.3.4. Determinação dos teores cálcio e magnésio trocáveis.....	30
4.3.5. Determinação do teor de cálcio (Ca) .....	30
4.3.6. Determinação do teor de magnésio (Mg) .....	30
4.3.7. Determinação do teor de potássio (K) .....	31
4.3.8. Cálculo da soma de bases trocáveis (SB), CTC efetiva (t), CTC (T), índice saturação de bases (V) e índice de saturação de alumínio (m) .....	31
4.3.9. Determinação do teor de fósforo (P).....	31
4.3.10. Determinação do teor de Boro (B) .....	32
4.3.11. Determinação do teor de Matéria Orgânica (MO).....	32

4.4. Valores gerais de referência para interpretação da análise de solos..	33
4.5. Análise estatística de dados .....	35
5. RESULTADOS.....	36
5.1. Resultados das Análises Químicas dos Solos .....	36
5.2. Comparativo entre os valores encontrados e os ideais para cultivo de culturas perenes .....	45
5.3. Análise de componente principal (PCA) .....	46
6. DISCUSSÃO .....	51
7. CONCLUSÃO .....	55
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56
APÊNDICE.....	62

## RESUMO

TRUGILHO, Winny Silva, M.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, fevereiro de 2018. Avaliação da fertilidade de latossolos naturais ou contaminados por rejeito de minério de ferro. Orientador: Prof. Alessandro Coutinho Ramos.

No final do ano de 2015, mais precisamente em 05 (cinco) de novembro, o desmoronamento da represa de sedimentos da extração de minério de ferro no distrito de Mariana – MG atingiu a bacia hidrográfica do Rio Doce e foi considerado o maior desastre ambiental do Brasil. Esta ruptura lançou uma enorme inundação de lama tóxica que se espalhou pelo Rio Doce, prejudicando as atividades agropecuárias desenvolvidas ao longo das margens do rio e levando a contaminação da água para irrigação e dessedentação animal. Ainda não se têm muitas informações sobre o real dano ambiental dessa catástrofe e sua influência sobre a fertilidade do solo e atividade microbiana. Visando colaborar com informações que permitam avaliar o impacto do rejeito sobre as propriedades químicas dos solos atingidos, realizou-se a coleta de solo em área com plantio de gramínea, sendo em área atingida pelo rejeito de minério de ferro e áreas não atingidas em cada propriedade, totalizando 23 propriedades e 46 amostras. As propriedades foram organizadas em 5 regiões ao longo do Rio Doce, sendo a Região 1 e o ponto P1 os mais próximos ao local do rompimento da barragem e a Região 5 com o ponto P23 mais distantes; os pontos foram organizados em ordem crescente sentido à jusante do rio. As amostras foram então submetidas às análises dos parâmetros químicos do solo. Os dados foram analisados estatisticamente através de *two-way* ANOVA em comparações agrupadas através do teste t com correção pelo teste de Tukey a  $p \leq 0.05$ . Os resultados demonstram que os solos atingidos pelo rejeito de minério tiveram aumento em 30% no pH, uma redução

significativa na acidez potencial, no teor de matéria orgânica e na CTC, o alumínio trocável zerou, ocorreu aumento nos teores de fósforo, ferro e manganês, e também nos valores da saturação de bases, e a saturação por alumínio foi nula. Assim, o aumento nos valores de pH e queda da acidez potencial nas áreas atingidas pela lama influenciaram na disponibilidade dos nutrientes, principalmente do fósforo. Portanto, a lama de minério de ferro alterou de forma negativa as características químicas do solo; afim de retomar o uso agrícola das áreas atingidas pelo rejeito indicamos a utilização de técnicas agrícolas que melhorem as características químicas desses solos, como a aplicação de matéria orgânica e de adubos nitrogenados. Porém, são necessários mais estudos a respeito do comportamento dos nutrientes que compõem a lama no solo.

## **ABSTRACT**

TRUGILHO, Winny Silva, M.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, February, 2018. Evaluation of the fertility of natural latosols or contaminated by iron ore tailings. Advisor: Prof. Alessandro Coutinho Ramos.

At the end of 2015, and more precisely on November 5 (5), the demolition of the sediment dam from the extraction of iron ore in the district of Mariana - MG reached the Rio Doce river basin and was considered the Brazil. This rupture launched a huge flood of toxic mud that spread through the Doce River in the state of Minas Gerais and traveled about 600 kilometers before plunging into the Atlantic Ocean in the state of Espírito Santo. After this, the agricultural activities developed along the river were affected by the presence of the tailings layer in wide ranges of arable soils and by the contamination of the water for irrigation and animal watering. The disaster left thousands of hectares of areas of planting and use for other productive activities impacted, possibly, irreversibly. There is not much information yet about the real environmental damage of this catastrophe and its influence on soil fertility and microbial activity. Aiming to collaborate with information that allows to evaluate the impact of the reject on the chemical properties of the affected soils, the soil was collected in area with grass planting, being in area affected by the iron ore tailings and areas not reached in each property , totaling 23 properties and 46 samples. The properties were organized in 5 regions along the River Doce, Region 1 and point P1 being the closest to the site of dam rupture and Region 5 with the point P23 more

distant; the points were arranged in ascending order downstream from the river. The samples were then submitted to the chemical parameters of the soil. The data were analyzed statistically by two-way ANOVA in comparisons grouped through the t-test with correction by Tukey's test at  $p \leq 0.05$ . The results show that the soils affected by the ore reject had a 30% increase in pH, a significant reduction in potential acidity, organic matter content and CTC, exchangeable aluminum zeroed, increased phosphorus, iron and manganese, and also in the values of the saturation of bases, and the saturation by aluminum was zero. Thus, the increase in pH values and decrease of potential acidity in the areas affected by the sludge influenced the availability of nutrients, mainly phosphorus. Therefore, the iron ore sludge has negatively altered the chemical characteristics of the soil; in order to resume the agricultural use of the areas affected by the tailings, we indicate the use of agricultural techniques that improve the chemical characteristics of these soils, such as the application of organic matter and nitrogenous fertilizers. However, further studies are required regarding the behavior of the nutrients that make up the sludge in the soil.

## 1. INTRODUÇÃO

Em 5 de novembro de 2015, dois acontecimentos marcaram a história de desastres ambientais do Brasil com o rompimento das barragens de Fundão e de Santarém, no município de Mariana-MG, contendo resíduos de processamento de minério de ferro (Miranda e Marques, 2016; Brito e Mastrodi Neto, 2016; Labonne, 2016; Lambertz e Dergam, 2015).

Os rompimentos levaram à liberação de cerca de 50 milhões de metros cúbicos de lama de rejeito proveniente de mineração (Miranda e Marques, 2016; Massante, 2015), deixando consequências extremas para a fauna e a flora das regiões envolvidas (Miranda e Marques, 2016). O curso da lama à jusante atingiu 41 municípios, levando rapidamente a destruição de ecossistemas ribeirinhos, de recursos naturais insubstituíveis e, também, de processos ecológicos que apoiam os meios de subsistência tradicionais. O desastre provocou perdas ao acesso a recursos de pesca, água potável, áreas agrícolas, geração de energia hidrelétrica e matérias-primas que são base para as economias locais, desestruturando assim atividades como a pesca, agricultura, turismo e o abastecimento de água doce (Fernandes et al., 2016; Neves et al., 2016).

Iniciou-se, então, uma grande tragédia humana e o desastre ambiental mais grave na história brasileira (Escobar, 2015) e até um dos piores do último século em relação ao volume de rejeitos lançados no meio ambiente, a magnitude dos danos socioeconômicos e ambientais e a extensão geográfica do dano ambiental (Fernandes et al., 2016; Carmo et al., 2017).

Resultados das análises das amostras da água do Rio Doce, após o desastre, revelaram a presença de elevados valores de arsênio (As), chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), selênio (Se) e manganês (Mn), quando comparados àqueles legalmente aceitáveis pelos órgãos ambientais (Escobar, 2015). Testes de lixiviação/extração também foram feitos e indicaram que bário (Ba), Pb, As, estrôncio (Sr) e alumínio (Al) possuem alto potencial de mobilização da lama para água, sendo que bioensaios toxicológicos com amostras de lama e solo indicaram riscos potenciais de citotoxicidade e danos ao DNA humano (Segura et al., 2016). Níveis elevados de ferro (Fe) e secundariamente de manganês (Mn) são encontrados no rejeito da mineração, porém, apesar de serem elementos essenciais para os seres vivos, em concentrações elevadas podem se tornar extremamente tóxicos (Rout e Sahoo, 2015; Marschner, 2012). No entanto, dados do impacto do rejeito sobre a qualidade química, física e biológica dos solos afetados ainda permanecem obscuros.

O Fe é um micronutriente essencial para as plantas (Rout e Sahoo, 2015), pois é constituinte de moléculas envolvidas na respiração, fotossíntese e metabolismo (Krohling et al., 2016). Porém, quando expostas a elevadas concentrações deste elemento, as plantas apresentam bronzeamento foliar e escurecimento das raízes, que é a sintomatologia externa típica de toxidez de Fe, devido à absorção e acúmulo de grandes quantidades em seus tecidos (Siqueira-Silva et al., 2012; Jucoski et al., 2016). Em alguns casos, o Fe em excesso pode causar distúrbios nutricionais em plantas devido ao efeito antagonista e/ou competitivo com outros micronutrientes catiônicos, podendo ocorrer precipitação sobre as raízes, formando uma crosta de óxido férrico e levando à redução da absorção de outros nutrientes (Silveira et al., 2007; Fageria et al., 2008; Ghasemi-Fasaei, 2008 e Santos et al., 2017; Krohling et al., 2016). O excesso do Fe solúvel no solo é diretamente relacionado com o pH do mesmo, em que uma unidade de pH pode provocar uma redução de 99% do nutriente disponível para as plantas (Krohling et al., 2016).

Considerando a magnitude da tragédia e a necessidade de se avaliar a amplitude dos danos em solos agricultáveis, provocados pela acumulação de rejeitos no decorrer das margens do rio, e a importância do balanço dos nutrientes no solo para produtividade, estudos são necessários de forma a entender a dimensão do impacto na qualidade química de solos naturais e afetados. Assim,

este trabalho teve como objetivo (i) avaliar as alterações espaciais nos teores de macro e micronutrientes de solos afetados ou não pelo rejeito da mineração; (ii) analisar se as alterações nos valores de pH e nos teores de Fe, entre áreas naturais e atingidas pela lama, influenciaram na disponibilidade de outros nutrientes; e por fim (iii) com a integração dos dados obtidos fornecer conhecimento aplicado para futuras estratégias de mitigação de impactos na agricultura em área de mineração.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Rio Doce e o Desastre Ambiental**

#### **2.1.1. Bacia do Rio Doce**

A bacia do Rio Doce engloba parte dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, na região sudeste do Brasil, entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' W (ANA, 2016 e PIRH, 2010). O Rio Doce é considerado o segundo rio mais extenso da região hidrográfica do Atlântico Sudeste, região onde está estabelecido, e está entre as mais importantes bacias hidrográficas sul-americanas (Garcia et al., 2017 e Miranda et al., 2016).



**Figura 1.** Localização geográfica da bacia do Rio Doce e sua área de abrangência territorial nos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo. Fonte: PIRH, 2010.

O Rio Doce desemboca no oceano Atlântico, no estado do Espírito Santo, após percorrer em torno de 850 km, tendo suas nascentes no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço (PIRH, 2010). É apontado como um dos maiores rios do Brasil fora da bacia Amazônica (Escobar, 2015). Com sua bacia possuindo aproximadamente 84 mil km<sup>2</sup>, desse total 86% estão em Minas Gerais e 14% no Espírito Santo (ANA, 2017 e PIRH, 2010). Segundo dados do IBGE (2010), a população residente nos municípios da bacia do Rio Doce totaliza cerca de 4.759.505 pessoas; distribuindo-se em mais de 230 municípios nos dois estados (ANA, 2017; ANA, 2016 e PIRH, 2010).

Com relação à disponibilidade hídrica, mesmo que desigual entre suas diferentes regiões, pode se declarar que a bacia do Rio Doce é favorecida, sendo este rio um dos principais fornecedores de água e nutrientes para a Mata Atlântica em extinção (ANA, 2016 e Neves et al., 2016). Com uma rica biodiversidade, a bacia possui 98% de sua área inserida no bioma de Mata Atlântica e os 2% restantes em área de Cerrado (ANA, 2016 e IBIO AGB Doce, 2014). Seu relevo é descrito como acidentado, pertencendo a uma região brasileira caracterizada como

“mar de morros”; característica que limita as atividades econômicas e a ocupação urbana do solo e, também, protege os remanescentes florestais, pois se encontram restringidos às áreas mais íngremes (ANA, 2016). Quando Silva e Rosa (2011) em seu estudo, avaliando o uso da terra e cobertura vegetal natural nas bacias hidrográficas federais do cerrado mineiro, verificaram dentro da área de estudo que 44,23% desta área já sofreu alteração antrópica e destacaram a presença da cobertura vegetal natural da classe campestre como predominante na bacia.

Diversas atividades econômicas são desenvolvidas na bacia do Rio Doce, como reflorestamento, cafeicultura, pecuária, laticínios, celulose, agroindústria sucroalcooleira, siderurgia, comércio, geração de energia elétrica, entre outras, destacando-se a mineração; relacionada à exploração de ferro, minério de ferro e rochas ornamentais (ANA, 2016 e PIRH, 2010). Tanto que o maior complexo siderúrgico da América Latina está instalado na região e, concomitantemente, estão empresas de mineração, com notoriedade como a Companhia Vale do Rio Doce - CVRD e empresas reflorestadoras, as quais geram minério de Fe, aço e celulose que representam grande parte das exportações brasileiras tendo um enorme impacto para economia do país (PIRH, 2010 e IGAM 2014).

**Quadro 1.** Principais características da bacia do Rio Doce.

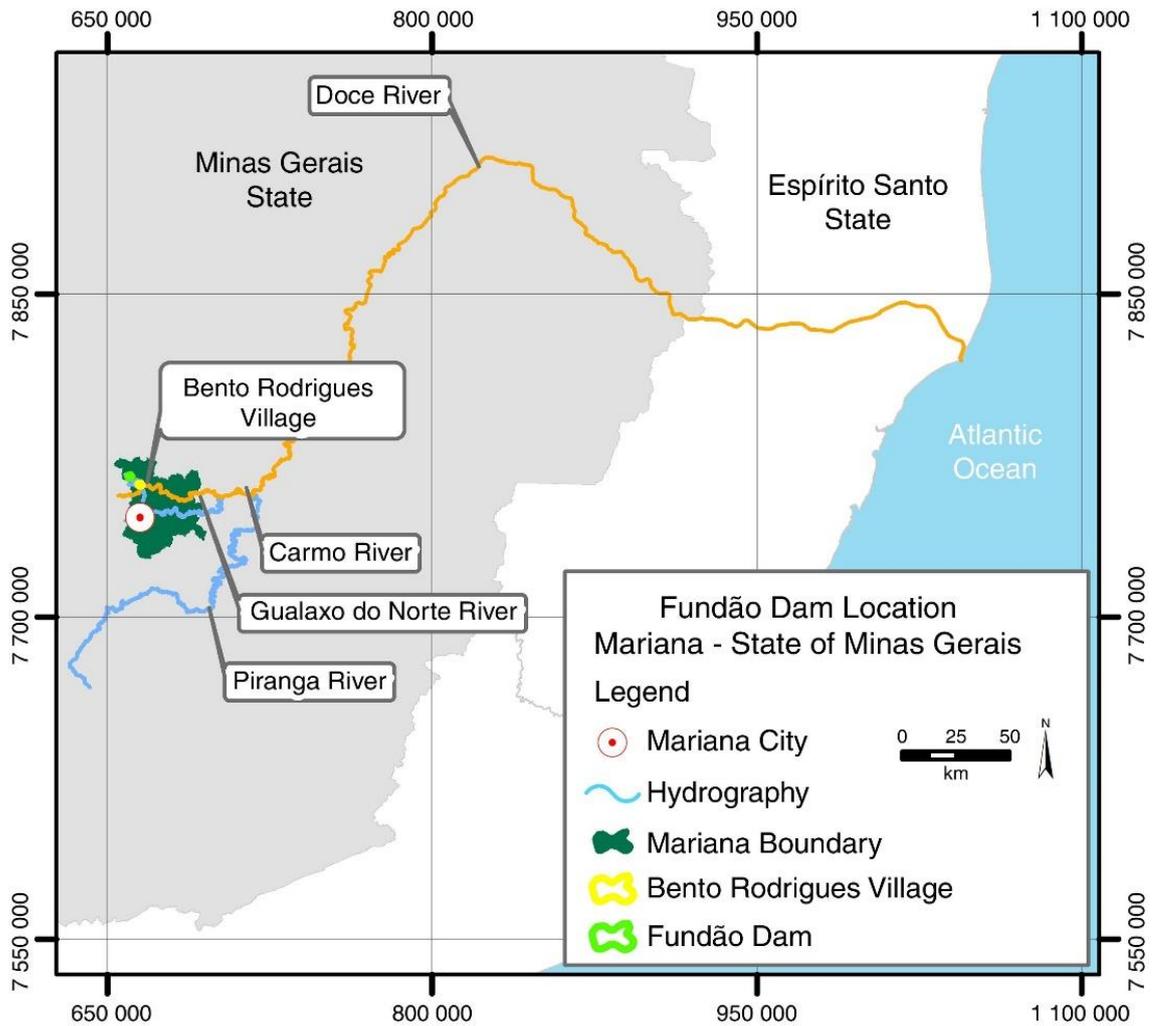
Características gerais da bacia do Rio Doce	
Área da bacia hidrográfica	86.711 km <sup>2</sup>
Extensão do curso principal	879 km
Número de municípios	229
População	~3.294.000 habitantes
Principais atividades econômicas	Mineração, siderurgia, silvicultura, agropecuária
Aprovisionamento de água	109.636.053 m <sup>3</sup> /ano
Número de usinas hidrelétricas que operam	9 unidades grandes e 21 pequenas
Capacidade de geração de energia	1230.23 MW (1,6% da energia hidrelétrica do Brasil e 7,2% do estado de Minas Gerais)

Fonte: Adaptado de Fernandes et al. (2016) e PIRH (2010).

A região possui um clima preeminentemente tropical de altitude e um regime de chuvas evidenciado por dois períodos bem distintos; onde o período chuvoso abrange de outubro a março, com maiores índices de chuva no mês de dezembro e variando de 800 a 1.300mm; e o período seco de abril a setembro, com estiagem mais crítica entre junho a agosto e variando de 150 a 250 mm (PIRH, 2010 e IGAM, 2014). Com relação ao solo, na região predominam Latossolos Vermelho-Amarelos e Argissolos Vermelho, totalizando 77,2% da área da bacia (PIRH, 2010). De acordo com o Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2016) em seu estudo sobre a desertificação, degradação da terra e secas no Brasil, a região (no norte de Minas Gerais e norte do Espírito Santo) onde se localiza a bacia do Rio Doce, está entre as áreas do Brasil sujeitas a desertificação.

### **2.1.2. O Desastre Ambiental**

Em 05 de novembro de 2015, ocorre o que foi considerado por muitos o maior e mais grave desastre ambiental da história do Brasil; quando na cidade de Mariana em Minas Gerais rompe a barragem de Fundão e a barragem Santarém transborda, liberando mais de 50 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério de Fe no Rio Doce (Lambertz e Dergam, 2015; Massante, 2015; Brito e Mastrodi, 2016; Miranda e Marques, 2016; Labonne, 2016 e Escobar, 2015). Essas barragens eram locais de retenção e armazenamento dos rejeitos da mineração de Fe e pertencem à mineradora Samarco (de propriedade conjunta da Vale do Brasil e BHP Billiton da Austrália), sendo que após a ruptura, a lama liberada atingiu, em 21 de novembro, a foz no oceano Atlântico (Brito e Mastrodi, 2016; Labonne, 2016 e Escobar, 2015). A BHP Billiton da Austrália é a maior empresa de mineração do mundo e a Vale do Brasil é a maior exportadora de minério de Fe mundial (Labonne, 2016).



**Figura 2.** Trajetória da lama de rejeito desde o local de ruptura até a foz no oceano. Fonte: Neves et al., 2016.

Este evento foi apontado por do Carmo e colaboradores (2017) como o maior desastre tecnológico da mineração brasileira, quando considerando o volume de rejeitos liberados e a extensão geográfica do dano ambiental, que teve início em Mariana, uma cidade histórica localizada no estado de Minas Gerais (Brasil), onde a empresa de mineração da Samarco produz polpa contendo tipicamente 67% de minério de Fe. Este produto é então transportado por tubos até Anchieta (litoral do Espírito Santo) e exportado para outros países (Segura et al., 2016).

Causando um dano ambiental catastrófico num curso de aproximadamente 800 km, a lama soterrou e sufocou diversos seres vivos, gerando uma mortalidade maciça da biota do Rio Doce, eliminou recursos naturais insubstituíveis, matando pelo menos 19 pessoas, cobriu o distrito de Bento Gonçalves, cessou a pescaria ribeirinha e afetou a agricultura, o turismo nas comunidades e o acesso à água

potável, às margens do rio (Miranda e Marques, 2016; Escobar, 2015 e Fernandes et al., 2016). Com a poluição química, baixo teor de oxigênio disponível e elevada turbidez da água é presumível que este desastre afete todo o ecossistema, prejudicando ainda mais a denominação da região como um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo (Massante, 2015).



**Figura 3.** Edifícios afetados pela barragem de relevos do Fundão: (A) Distrito de Bento Rodrigues, Mariana e (B) Área urbana do município de Barra Longa. Fonte: Carmo et al., 2017.

A respeito da composição química da lama, uma avaliação prévia revelou uma potencial mobilidade de Ba, As, Cd, Sr, Fe, Mn, Al, Pb e outros elementos da lama para água (Segura et al., 2016). Com relação à poluição do rio, agências estaduais e municipais expõem que encontraram níveis elevados de metais pesados em locais a jusante ao derramamento, porém a Samarco alega que ele já se encontrava poluído antes do desastre; mesmo assim a empresa foi processada por 20 bilhões de reais (cerca de US \$ 5 bilhões) em danos (Escobar, 2015)

Ambientalistas recolheram e moveram ninhos de tartarugas ameaçadas de extinção antes que a onda de lama chegasse à praia de Regência (foz do Rio Doce)

(Escobar, 2015); ainda assim, a tragédia suspendeu as migrações reprodutivas de muitas espécies (Lambertz e Dergam, 2015). Como consequência, a empresa Samarco responderá na justiça civilmente (devendo indenizar os danos causados ao Rio Doce e seu entorno) e administrativamente, sendo possível um processo penal por meio de uma apuração da culpabilidade da empresa (Brito e Mastrodi, 2016).

Em 2 de março de 2016 foi assinado entre a Samarco, o Governo Federal, os estados de Minas Gerais e do Espírito Santo, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), a Agência Nacional de Águas (ANA), o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), a Fundação Nacional do Índio (Funai), o Instituto Estadual de Florestas (IEF), o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), a Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM), o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), o Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo (IDAF) e a Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH), o Termo de Transação de Ajustamento de Conduta (TTAC); originando a Fundação Renova (Fundação Renova, 2017 e Brito e Mastrodi, 2016). Em agosto do mesmo ano, esta instituição iniciou suas atividades, tendo como atribuição criar, gerir e executar ações de restauração e restituição das áreas atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão (Fundação Renova, 2017). Este ato é apenas mais uma forma da empresa responsável pela tragédia reduzir os diversos danos causados, sendo assim, a assinatura do termo não absorveu a responsabilidade civil, criminal e administrativa da empresa sob todos os males gerados (Brito e Mastrodi, 2016).

Um mês após a ruptura, o Rio Doce ainda permanecia de cor laranja e com a água considerada imprópria para beber, nadar ou pescar (Escobar, 2015), e em janeiro de 2016 (mais de um ano após o desastre) a lama de rejeitos de minério de Fe ainda gerava danos ambientais, poluindo os cursos de água (Carmo et al., 2017). Estudos comprovaram a forte influência do vento na dispersão do Rio Doce e, conseqüentemente, da lama nele presente, atingindo assim uma imensa região no oceano, em maior parte no sentido sul, atingindo áreas de proteção marinhas (Marta-Almeida et al., 2016).

Por fim, com pelo menos 600 represas de mineração ainda em operação no Brasil, o estado trágico do Rio Doce serve como aviso da necessidade de

determinação de ações que reduzam os riscos de acidentes e o abalo ambiental deles no Brasil e no mundo, e demonstra também o descaso dos valores ambientais pela sociedade brasileira (Garcia et al., 2017; Miranda e Marques, 2016 e Nazareno e Vitule, 2016).

## **2.2. O Micronutriente Fe e sua Toxidez em Plantas**

Fe é um micronutriente essencial para animais e plantas (Santos et al., 2017), sendo indispensável para o crescimento e desenvolvimento dos vegetais, tendo grande influência na produtividade das culturas (Abbas, 2009). Este metal atua em funções exclusivas, como a fotossíntese (demonstrando sua importância na produção de biomassa), porém, este processo produz  $O_2$  que ao interagir com o Fe gera espécies reativas de oxigênio que podem vir a causar danos às células (Briat et al., 2010).

Briat (2010) e colaboradores, em seu estudo sobre as ferritinas e o armazenamento de Fe em plantas, descreve que sua homeostase ocorre por processos ativos que utilizam proteínas e pequenas moléculas orgânicas, apropriando-se do Fe a partir do solo para depois ser distribuído em toda planta. Destacam ainda a imprescindibilidade do controle rigoroso da homeostase do metal, a fim de evitar deficiência ou fitotoxicidade nas plantas, o que afetaria seu desenvolvimento e crescimento. Connorton et al. (2017) em sua revisão sobre homeostase de ferro nas plantas complementam resumindo todo este processo em cinco etapas: sistemas de absorção de alta afinidade, transporte e distribuição, uso em cofatores (metabolismo), mecanismo de armazenamento e regulação rigorosa dos quatro primeiros processos.

Características do solo como o pH, teor de matéria orgânica, potencial redox, temperatura, umidade e atividade microbiana, influenciam na disponibilidade de nutrientes para as plantas (Moreira et al., 2017). Rout e Sahoo (2015), destacam que o pH tem forte influência na disponibilidade do Fe, em que solos neutros ou alcalinos diminuem sua disponibilidade, mesmo abundante no solo, levando a deficiência do elemento nas plantas. Lucena e Hernandez-Apolazza (2017) complementam que quando a baixa disponibilidade de Fe dos solos alcalinos se

une a um mecanismo de absorção insuficiente e/ou transporte danificado compromete todo o metabolismo da planta, visto que o mesmo é um nutriente essencial.

Para que a deficiência de Fe não ocorra, as plantas desenvolveram estratégias. Lucena e Hernandez-Apolazza (2017) e Alexandre et al. (2012) explicam em seus estudos que a estratégia I é utilizada principalmente pelas dicotiledôneas e monocotiledôneas não gramináceas, em que ocorre a redução do  $Fe^{3+}$  em  $Fe^{2+}$  através da acidificação da rizosfera; e que as gramíneas utilizam a estratégia II, em que as raízes liberam fitossideróforos (agentes quelantes de Fe) para solubilizar o Fe dos solos e formar um complexo quelato ( $Fe^{3+}$ -FS), que é transportado por transportadores específicos para dentro da planta. A principal diferença entre ambas as estratégias é o estado de oxidação do ferro quando absorvido pela planta:  $Fe^{2+}$  ferroso para a estratégia I e  $Fe^{3+}$  férrico para a estratégia II (Connorton et al., 2017). Essas estratégias utilizadas pelas plantas para tentar driblar o problema da deficiência de Fe (estratégias I e II) tornam-se os principais fatores genéticos na superação desse problema nutricional; e permitem instituir parâmetros e práticas agronômicas mais eficientes no combate à deficiência de Fe (Lucena e Hernandez-Apaolazza, 2017).

O excesso de alguns micronutrientes essenciais como Fe, Cu e Zn, que também são metais pesados, podem gerar efeitos tóxicos (Badoni et al., 2017). No caso do Fe, a alta biodisponibilidade eventualmente ocasiona efeitos tóxicos, por outro lado, pode vir a ser um empecilho devido à sua baixa disponibilidade (Santos et al., 2017).

Características do solo promovem a alta biodisponibilidade e eventualmente a toxicidade por Fe, como solos inundados com baixo potencial redox, baixo pH, baixa fertilidade e acúmulo de ácidos orgânicos nocivos ou sulfetos de hidrogênio (Fageria et al., 2008). Outra situação que pode aumentar a disponibilidade de Fe para as plantas é a acumulação de matéria orgânica e água próxima à superfície que pode diminuir o potencial de redox do solo (Moreira et al., 2017). Krohling et al. (2016) também afirmam que ambientes com solos em condições anaeróbicas são favoráveis para a redução de  $Fe^{3+}$  em  $Fe^{2+}$ , o que facilita a absorção de Fe pelas plantas.

Sabendo que as características do solo influenciam no comportamento do Fe, Santos e colaboradores, no seu estudo do metabolismo do Fe em arroz,

demonstram que em solos arejados com pH alcalino possuem Fe oxidado na forma de óxidos de Fe insolúveis, mas no caso de solo inundado, que estão em condições anaeróbicas, o pH diminui e há uma redução de  $Fe^{3+}$  para  $Fe^{2+}$ . Estas diferentes reações do Fe justificam a baixa disponibilidade deste elemento em solos de montanha e a alta disponibilidade em solos inundados (Santos et al., 2017).

Badoni et al. (2017) elucidam que por ser o Fe um metal pesado, então não biodegradável, apesar de presente naturalmente no solo, possui como maior causa de contaminação a ação antrópica; tendo como problema o fato de permanecerem no ambiente por um tempo maior do que poluentes orgânicos.

Jucoski e colaboradores (2016) avaliaram o excesso de Fe sobre o crescimento de *Eugenia uniflora* L e perceberam sintomas típicos de toxidez a partir do 15º dia de tratamento, como a redução no crescimento, manchas foliares de cor amarelo/amarronzada que evoluíam para lesões necróticas, diminuição da área foliar e escurecimento das raízes, e identificaram também redução significativa no número de folhas, na altura da parte aérea, no comprimento das raízes e nos teores de pigmentos cloroplastídicos.

Silveira et al. (2007), no estudo sobre a influência da toxicidade do Fe no status mineral de duas cultivares de arroz, concluíram que somente o Mn teve sua absorção prejudicada pela toxicidade de Fe. Resultados similares foram encontrados por Ghasemi-Fasaei et al. (2008), quando estudaram sobre a interação de Fe com cobre (Cu), zinco (Zn) e Mn em trigo sob toxicidade de Fe e Mn em solo calcário. Observaram, também, que a aplicação de Fe levou ao aumento da absorção do mesmo, e redução na absorção de Mn, Zn e Cu. Jucoski et al. (2016) encontraram resultados semelhantes quando trabalharam com plantas de *Eugenia uniflora* L. tratadas com excesso de Fe, que também apresentaram redução no teor de Mn, fósforo (P), Zn e Cu. O que foi atestado por Santos et al. (2017), que debateram as vias de captação, translocação, homeostase e acumulação de Fe no grão de arroz com o propósito de biofortificação e ressaltaram que o Mn compartilha comumente os mesmos transportadores com Fe em plantas.

A toxicidade causada por Fe excessivo nas plantas pode ocorrer de forma direta e indireta, quando as placas de ferro depositadas nas raízes atuam como barreira à absorção de determinados nutrientes (Santos et al., 2017 e Jucoski et al., 2016), ocasionando graves reduções no crescimento e na produtividade das plantas (Jucoski et al., 2016). Assim, Pinto et al. (2016) analisaram os danos diretos

da toxicidade por Fe quando investigaram o dano oxidativo desencadeado por sua toxicidade sobre as variáveis fotossintéticas em cultivares de arroz com sensibilidade diferencial, e observaram que as diferentes respostas ao seu excesso em cultivares de arroz tolerantes e sensíveis estão relacionadas ao acúmulo de danos oxidativos e à plasticidade na utilização de energia leve. Por outro lado, Siqueira-Silva et al. (2012) estudaram os efeitos indiretos da toxicidade por Fe, através da verificação da formação de placas desse metal e morfoanatomia de raízes de espécies de restinga submetidas ao seu excesso, e obtiveram raízes com altas concentrações e formação de placas de Fe e mudanças estruturais e ultraestruturais, onde a presença de tal placa nas raízes das espécies de plantas estudadas não impediu a absorção, acumulação e fitotoxicidade do elemento e, portanto, foi avaliada por ele e sua equipe como um mecanismo não efetivo de tolerância ao excesso do mesmo.

Fageria et al. (2008) indicam medidas eficazes para reduzir a toxicidade do Fe no solo, entre elas: drenagem superficial periódica, calagem de solos ácidos, adoção de boas práticas de manejo de fertilizantes e uso de cultivares de arroz tolerantes ao metal. Nugraha et al. (2016) alertam que os agricultores podem dar preferência apenas por plantar variedades tolerantes à toxicidade de Fe, pois podem considerar que as medidas não são práticas e nem economicamente viáveis. Na sua pesquisa sobre as respostas de variedades de arroz indonésias selecionadas sob condição de Fe excessivo no estágio médio da cultura em sementeira, diferencia toxicidade de tolerância tipificada a Fe em duas, uma por tolerância de exclusão e outra por tolerância de inclusão. E explicam que esta identificação pode ser feita simplesmente verificando a presença de  $Fe^{2+}$  nas plantas e raízes da planta de arroz.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. Objetivos Gerais**

- Avaliar as alterações espaciais nos teores de macro e micronutrientes de solos afetados ou não pela lama de rejeito da mineração;
- Analisar se as alterações nos valores de pH e nos teores de Fe, entre áreas de pastagens naturais e atingidas pela lama, influenciaram na disponibilidade de outros nutrientes;
- Fornecer conhecimento aplicado para futuras estratégias de mitigação de impactos na agricultura em área de mineração;

#### **3.2. Objetivos Específicos**

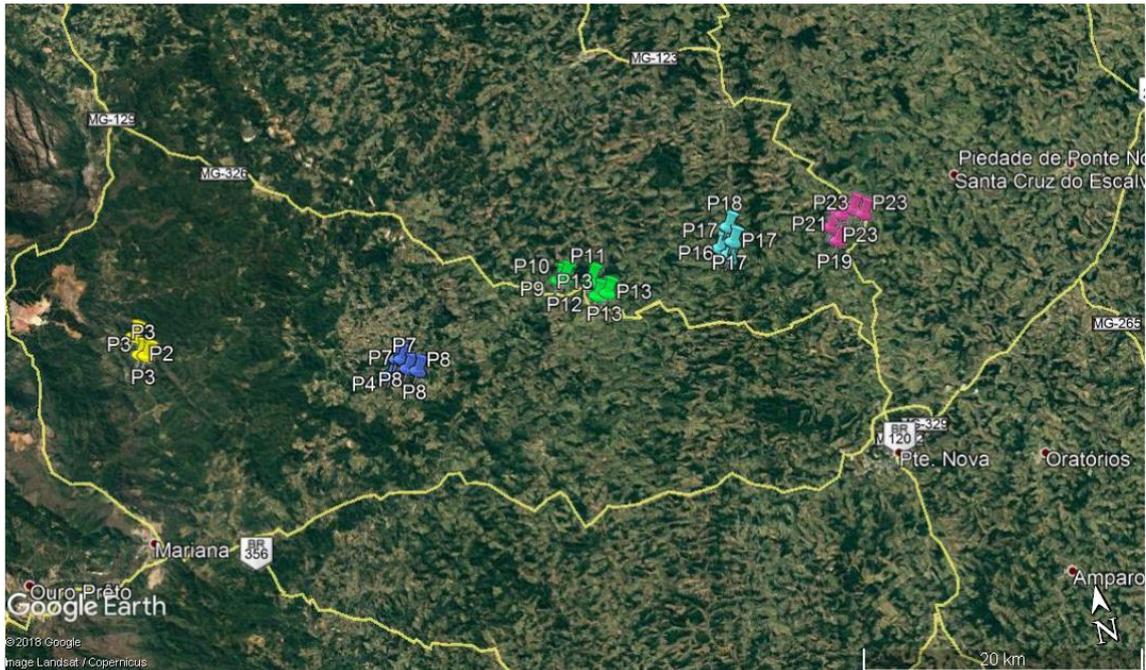
- Análise dos teores de nutrientes do solo presente nas margens do Rio Doce, atingido pela lama de rejeito e do solo cultivado com gramíneas em 23 propriedades rurais;

- Análise do pH e outras características químicas do solo presente nas margens do Rio Doce, atingido pela lama de rejeito e do solo cultivado com gramíneas em 23 propriedades rurais;
  
- Análise comparativa e estudo do teor de ferro no solo presente nas margens do Rio Doce, atingido pela lama de rejeito e do solo cultivado com gramíneas em 23 propriedades rurais;
  
- Análise multivariada dos dados obtidos para discriminar o conjunto de variáveis que mais explicam as mudanças causadas no solo pela presença da lama.

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Caracterização da Área de Estudo**

O estudo foi realizado nas margens do Rio Doce, entre os municípios de Mariana e Santa Cruz do Escalvado, no estado de Minas Gerais, Brasil. As coletas foram realizadas durante o mês de abril de 2017, em 23 propriedades rurais que foram agrupadas em 5 regiões, conforme demonstrado na Figura 4. A região 1 (R1) está a 19,3 km da região 2 (R2), que se encontra a 15 km da região 3 (R3), a R3 está a 10,8 km da região 4 (R4), esta por final está a 9,18 km da região 5 (R5). Possuindo uma distância média em linha reta de 10,856 km entre as regiões analisadas, em que o primeiro ponto de coleta (P1) se encontra distanciado em 54,28 km em linha reta do último ponto (P23).



**Figura 4.** As cinco regiões de coleta. Com marcadores amarelos a Região 1, marcadores azuis a Região 2, marcadores verdes a Região 3, marcadores azul-claros Região 4 e marcadores rosa Região 5. P acompanhado de números identificam os pontos de coleta.

Fonte: Elaborado pela própria autora no Google Earth.

Complementando a Figura 4, tem-se a Tabela 1 que descreve as características e localização das 5 regiões onde foram realizadas as coletas das amostras de solo.

**Tabela 1.** Caracterização geral e localização dos 23 pontos de coleta entre os municípios de Mariana e Santa Cruz do Escalvado, no estado de Minas Gerais, Brasil, e apresentação das regiões de estudo.

<b>Região</b>	<b>Código do Ponto de Coleta</b>	<b>Localização</b>	<b>Tipo de Cultivo</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Características das Regiões</b>
1	P1	20°14'51.28"S 43°24'38.61"O	Cana	701	Local mais próximo ao derramamento. Cercada por declives. Mata ciliar degradada. Pastagem em alto nível tecnológico.
	P2	20°15'36.26"S 43°24'31.18"O	Pastagem	726	
	P3	20°15'41.45"S 43°24'16.86"O	Pastagem	721	
2	P4	20°18'19.95"S 43°14'22.96"O	Pastagem	570	Cercada por declives. Pouca mata ciliar. Fragmentos de mata ao redor. Pecuária extensiva de baixo nível tecnológico.
	P5	20°17'45.89"S 43°14'1.45"O	Milho	564	
	P6	20°17'48.10"S 43°13'50.03"O	Pastagem	550	
	P7	20°18'12.89"S 43°13'39.99"O	Pastagem	573	
	P8	20°18'21.88"S 43°13'16.15"O	Pastagem	526	
3	P9	20°15'53.97"S 43° 6'42.73"O	Pastagem	421	Cercada por declives. Pouca ou nenhuma mata ciliar. Pequenos fragmentos de mata ao redor. Pecuária extensiva de baixo nível tecnológico.
	P10	20°15'50.20"S 43° 6'28.06"O	Pastagem	433	
	P11	20°16'7.04"S 43° 5'22.71"O	Pastagem	433	
	P12	20°16'47.84"S 43° 5'15.97"O	Pastagem	403	
	P13	20°16'45.81"S 43° 4'49.04"O	Pastagem	410	

Continua na próxima página.

Continuação da Tabela 1.

4	P14	20°16'21.88"S 42°59'29.67"O	Pastagem	427	Após passagem do Rio Doce pelo centro urbano de Barra Longa-MG. Cercada por declives. Pouca ou nenhuma mata ciliar. Pequenos fragmentos de mata ao redor. Pecuária extensiva de baixo nível tecnológico.
	P15	20°15'52.65"S 42°59'47.45"O	Pastagem	317	
	P16	20°16'10.86"S 42°59'28.28"O	Pastagem	417	
	P17	20°15'43.02"S 42°59'11.19"O	Pastagem	382	
	P18	20°15'5.67"S 42°59'16.28"O	Pastagem	431	
5	P19	20°16'28.92"S 42°54'48.42"O	Pastagem	353	Local de coleta mais distante do local da ruptura da barragem. Cercada por declives. Pouca mata ciliar. Pequenos fragmentos de mata ao redor. Pecuária extensiva de baixo nível tecnológico.
	P20	20°15'53.52"S 42°54'58.73"O	Pastagem	381	
	P21	20°15'30.12"S 42°54'23.64"O	Pastagem	343	
	P22	20°15'21.21"S 42°53'53.00"O	Pastagem	342	
	P23	20°15'36.84"S 42°53'29.60"O	Pastagem	344	

Fonte: Elaborada pela própria autora.

De modo geral, as 23 amostras foram coletadas em pequenas propriedades rurais (quando o imóvel tem a área compreendida entre 1 (um) e 4 (quatro) módulos fiscais, de acordo com o INCRA (2018)), que desenvolvem a pecuária como atividade econômica principal, e possuem remanescentes de Mata Atlântica nos pontos mais elevados e íngremes. Os pastos são típicos da região, não manejado tecnicamente, com baixa capacidade de suporte animal, sendo observados sinais de ocorrência de erosão laminar, com falhas na cobertura vegetal do solo, com predomínio de grama-pernambuco (*Paspalum maritimum*) e capim-gordura (*Melinis minutiflora*), além de plantas invasoras como assa-peixe

(*Vernonia polysphaera*). Todas as propriedades utilizam o Rio Doce como fonte principal de água, tanto para cultivo das pastagens, quanto para sedentação dos animais e uso em tarefas domésticas. O solo é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo e Argissolos Vermelho (PIRH, 2010), de relevo ondulado com presença de montanha. Com um clima tropical de altitude úmido, marcado por um inverno seco (150 a 250 mm) e verão chuvoso (800 a 1300mm), com maiores índices pluviométricos registrados em dezembro (PIRH, 2010).

## **4.2. Amostragens de solo**

Realizou-se a coleta de solo em área com plantio de gramínea e em área atingida pelo rejeito de minério de Fe em cada propriedade, totalizando 23 propriedades e 46 amostras. As propriedades foram organizadas em 5 regiões ao longo do Rio Doce, sendo a Região 1 e o ponto P1 os mais próximos ao local do rompimento da barragem e a Região 5 com o ponto P5 mais distantes; os pontos foram organizados em ordem crescente sentido a jusante do rio.

Cada ponto de coleta foi representado por um conjunto de amostras simples, que juntas formaram a amostra composta representativa de cada propriedade. Esse sistema de formação da amostra composta foi aplicado tanto nas áreas de gramíneas como nas áreas atingidas pela lama de cada propriedade em estudo.

### **4.2.1. Coleta e preparo das amostras de solo**

As amostras de solo foram coletadas em abril de 2017. Em cada propriedade, na área com gramíneas e na área atingida pela lama, foram selecionados ao acaso quatro pontos amostrais, a uma distância média de 10 m. Em cada ponto, foi retirada uma amostra de solo a 0,2m de profundidade, com o uso de uma sonda, tendo sido feita a limpeza da camada superficial com o auxílio de uma enxada (Figura 5), totalizando, assim, quatro amostras por área; amostras

essas que originaram uma única amostra composta representativa por ponto de coleta.



**Figura 5.** Coleta das amostras de solo. Ao centro o uso da sonda, e a área de gramínea ao redor.

#### **4.3. Análises dos atributos químicos do solo**

Os atributos químicos foram determinados segundo Embrapa (1997), brevemente descritos a seguir:

#### **4.3.1. Determinação do pH em água**

Para determinação do pH foram colocados 10mL de solo com 25mL de água destilada em um béquer de 100mL de volume. Após agitação por 10 minutos com bastão de vidro e repouso por uma hora, fez-se a leitura utilizando um eletrodo de vidro combinado para pHmetro. O eletrodo de vidro combinado para pHmetro foi calibrado antes das mensurações, com as soluções-tampão para pH 4,0 e 7,0, sendo novamente calibrado a cada 15 leituras, e lavado com água destilada.

#### **4.3.2. Determinação da acidez potencial (H+Al)**

Na determinação da acidez potencial (H+Al), foram utilizados 5g de terra fina seca ao ar e 75mL da solução de  $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$  0,5 mol L<sup>-1</sup> a pH 7,0, em um erlenmeyer de 125mL. Após agitação por 15 minutos e repouso de 16 h, retirou-se uma alíquota de 25mL do sobrenadante para determinar o teor de H+Al por titulação com NaOH 0,025mol L<sup>-1</sup>, utilizando fenolftaleína a 3% como solução indicadora.

#### **4.3.3. Determinação do teor de alumínio trocável (Al<sup>3+</sup>)**

Na determinação do alumínio trocável foram utilizadas alíquotas de 50mL obtidas na extração com KCl (explicada abaixo). Após adição de 3 gotas do indicador azul de bromotimol efetuou a titulação com solução de NaOH 0,025 mol L<sup>-1</sup>, até a coloração verde-azulada persistente. Sendo: Al trocável (cmolc /kg) = mL NaOH.

A extração com KCl foi realizada utilizando 7,5g de solo em erlenmeyer de 250ml com 150ml de solução de KCl (74,6g do sal em 1L de água destilada),

fechado com rolha de borracha e agitado com movimentos circulares várias vezes ao dia e deixado em repouso durante uma noite.

#### **4.3.4. Determinação dos teores cálcio e magnésio trocáveis**

No erlenmeyer onde foi feita a titulação do  $\text{Al}^{3+}$  trocável, adicionou uma gota de água de bromo para destruir o azul de bromotimol. Em seguida, adicionou-se 6,5mL do coquetel tampão a pH 10 (composto por 67,5g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  com 200ml de água em balão aferido de 1L, adicionado 600ml de  $\text{NH}_4\text{OH}$  concentrado, 0,616g de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  e 0,930g de EDTA, sal dissódico, tudo bem dissolvido e com volume do balão completado) e 4 gotas do indicador *eriochrome black*, procedendo a titulação imediatamente com a solução de EDTA  $0.0125\text{mol L}^{-1}$ , até a viragem da cor vermelho-arroxeadada para azul puro ou esverdeada. Sendo  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  (cmolc /kg) = ml EDTA gasto.

#### **4.3.5. Determinação do teor de cálcio (Ca)**

Para determinação do teor de cálcio foram utilizadas alíquotas de 50mL obtidas na extração com  $\text{KCl}$   $\text{mol L}^{-1}$  (apresentada na determinação da acidez potencial). Após adição de 2mL de trietanolamina a 50%, 2ml de  $\text{KOH}$  a 10% e uma pitada de murexida ( $\pm 50\text{mg}$ ), realizou a titulação com solução de EDTA  $0,0125\text{ mol L}^{-1}$  até viragem da cor rósea para roxa. Sendo  $\text{Ca}^{2+}$ (cmolc /kg) = ml EDTA gasto.

#### **4.3.6. Determinação do teor de magnésio (Mg)**

A determinação do magnésio foi realizada através da diferença entre o valor encontrado na determinação do Ca e Mg trocáveis menos o valor encontrado na determinação do teor de Ca.

#### 4.3.7. Determinação do teor de potássio (K)

Em um erlenmeyer de 125mL foram adicionados 5g solo e 50ml de solução extratora (HCl 0,05 mol L<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,025 mol L<sup>-1</sup>). Após 5 minutos num agitador circular horizontal, repousou-se durante uma noite. Pipetou, sem filtrar, 20mL do extrato e determinou-se, no filtrado, o K em fotômetro de chama. Sendo  $K^+(\text{cmolc/kg}) = L \times \text{diluição (se necessária)} \times f_k$ , onde L é o valor da leitura e  $f_k$  é o fator obtido através de soluções padrão.

#### 4.3.8. Cálculo da soma de bases trocáveis (SB), CTC efetiva (t), CTC (T), índice saturação de bases (V) e índice de saturação de alumínio (m)

Sendo  $SB (\text{cmolc/kg}) = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+)$ , onde o sódio (Na) é determinado de forma semelhante ao K, porém utilizando o filtro próprio para Na<sup>+</sup> no fotômetro de chama.

Utilizou-se  $t (\text{cmolc /kg}) = (SB + \text{Al}^{3+})$ , onde SB é a soma de bases trocáveis e Al<sup>3+</sup> é o teor de alumínio trocável, para obter a CTC efetiva. Determinou-se a CTC a partir de  $T (\text{cmolc /kg}) = SB + (\text{H}^+ + \text{Al}^{3+})$ , onde somou-se a acidez potencial com a soma de bases.

A porcentagem de saturação de bases foi calculada utilizando a seguinte equação:  $V\% = 100 \times SB/T$ , e a porcentagem de saturação com alumínio foi obtida pela seguinte expressão:  $100 \times \text{Al}^{3+} / (SB + \text{Al}^{3+})$ .

#### 4.3.9. Determinação do teor de fósforo (P)

Em um erlenmeyer de 125mL adicionou-se 5g solo e 50mL de solução extratora (HCl 0,05 mol L<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,025 mol L<sup>-1</sup>). Após 5 minutos num agitador circular horizontal, repousou-se durante uma noite. Pipetou-se 5mL desse extrato e foi colocado em erlenmeyer de 125mL com 10mL de solução ácida de molibdato

de amônio diluída e aproximadamente 30mg de ácido ascórbico em pó. Após 1 a 2 minutos no agitador circular horizontal, deixou-se repousando por uma hora. Em seguida, efetuou-se a leitura da densidade ótica no fotocolorímetro, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660 mμ). Através da equação:  $P \text{ (mg/kg)} = L \times F_p \times 10$ , onde L é o valor da leitura e  $F_p$  é o fator obtido da diluição da solução padrão.

#### **4.3.10. Determinação do teor de Boro (B)**

Foram usados 20 g de solo com 40 mL de água desionizada, aquecidos à fervura sob refluxo durante cinco minutos e, depois de frio, acrescentaram-se três gotas de  $\text{CaCl}_2$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$  e filtrou-se o material (Berger e Truog, 1939; Dible et al., 1954).

#### **4.3.11. Determinação do teor de Matéria Orgânica (MO)**

Utilizou-se 0,5g de solo, triturado e peneirado em erlenmeyer de 250mL com 10mL da solução de dicromato de potássio 0,4 mol  $\text{L}^{-1}$ . Aqueceu-se em placa elétrica até a fervura branda, durante 5 minutos. Um tubo de ensaio de 25mm de diâmetro e 250mm de altura cheio de água na boca do erlenmeyer funcionou como condensador. Fez-se uma prova em branco.

Após esfriar, adicionou-se 80mL de água destilada, 2mL de ácido ortofosfórico e três gotas do indicador difenilamina. Em seguida titulou-se com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$  até que a cor azul cedeu lugar à verde.

Sendo  $C \text{ (g/kg)} = (40 - \text{volume gasto}) \times f \times 0,6$ , onde f é 40 / volume sulfato ferroso gasto na prova em branco. A percentagem de matéria orgânica foi então calculada pela equação: matéria orgânica (g/kg) = C (g/kg) x1,724.

#### **4.4. Valores gerais de referência para interpretação da análise de solos**

Para fins de referência, utilizamos o Quadro 2 para determinar a qualidade do solo e comparar entre as áreas naturais e impactadas, observando, também, as possíveis diferenças ao longo do rio.

**Quadro 2.** Valores gerais de referência para interpretação da análise de solos.

Parâmetros		Unidade	Muito Baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito Alto
Fósforo – Mehlich-1							
Cultura perene	Solo textura média	mg/dm <sup>3</sup>	-	<10	10 a 20	>20	-
Enxofre		mg/dm <sup>3</sup>	-	<5	5 a 10	>10	-
Potássio	Cultura perene/anual	mg/dm <sup>3</sup>	-	<60	60 a 150	>150	-
Cálcio		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<1,5	1,5 a 4,0	>4,0	-
Magnésio		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<0,6	0,6 a 1,0	>1,0	-
Acidez Trocável (Al)		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<0,4	0,4 a 1,0	>1,0	-
Acidez Potencial (H+Al)		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<2,6	2,6 a 5,0	>5,0	-
Matéria Orgânica (MO)		dag/dm <sup>3</sup>	-	<1,6	1,6 a 3,0	>3,0	-
Ferro		mg/dm <sup>3</sup>	<20	21 a 31	31 a 200	>200	-
Zinco		mg/dm <sup>3</sup>	<4,1	4,1 a 6,9	7,0 a 40,0	>40,0	-
Cobre		mg/dm <sup>3</sup>	<0,6	0,6 a 1,5	1,6 a 20,0	>20,0	-
Manganês		mg/dm <sup>3</sup>	<6	6 a 11	12 a 130	>130	-
Boro		mg/dm <sup>3</sup>	≤ 0,15	0,16 a 0,35	0,36 a 0,60	0,61 a 0,90	>0,90
Soma de Bases (SB)		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<2,1	2,1 a 5,0	>5,0	-
CTC efetiva (t)		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<2,6	2,6 a 6,0	>6,0	-
CTC a pH 7,0 (T)		cmolc/dm <sup>3</sup>	-	<4,6	4,6 a 10,0	>10,0	-
Saturação de Alumínio (m)		%	-	<21	21 a 40	41 a 60	>60
Saturação de Bases (V)		%	<26	26 a 50	51 a 70	71 a 90	>90
pH em água	Ideal 5,5 a 6,5	Acidez			Neutro	Alcalinidade	
		Elevada	Média	Fraca		Fraca	Elevada
		≤ 5,0	5,1 a 6,0	6,1 a 6,9	7,00	7,1 a 7,8	>7,8

Fonte: Adaptado de FULLIN - Laboratório de Análise Agronômica, Ambiental e Preparo de Soluções Químicas (2018).

#### 4.5. Análise estatística de dados

Os experimentos foram conduzidos em delineamento inteiramente casualizado com: cinco áreas (região 1, região 2, região 3, região 4 e região 5) e cinco repetições (cinco pontos por região por tratamento) e dois tratamentos (área natural e área impactada). O pH, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, B, H+Al, Al, SB, CTC (t), CTC (T), V (%), m (%) e MO foram analisados estatisticamente através de *two-way* ANOVA. Quando um fator ou qualquer interação entre os fatores foram considerados estatisticamente significantes, foram realizadas comparações agrupadas através de um teste t de média, corrigindo os resultados correspondentes por comparações múltiplas, utilizando o teste de Tukey a  $p \leq 0.05$ . Todas as análises foram conduzidas utilizando-se o programa *GraphPad Prism 7.0*, utilizando um nível de 5% de significância para os testes das hipóteses.

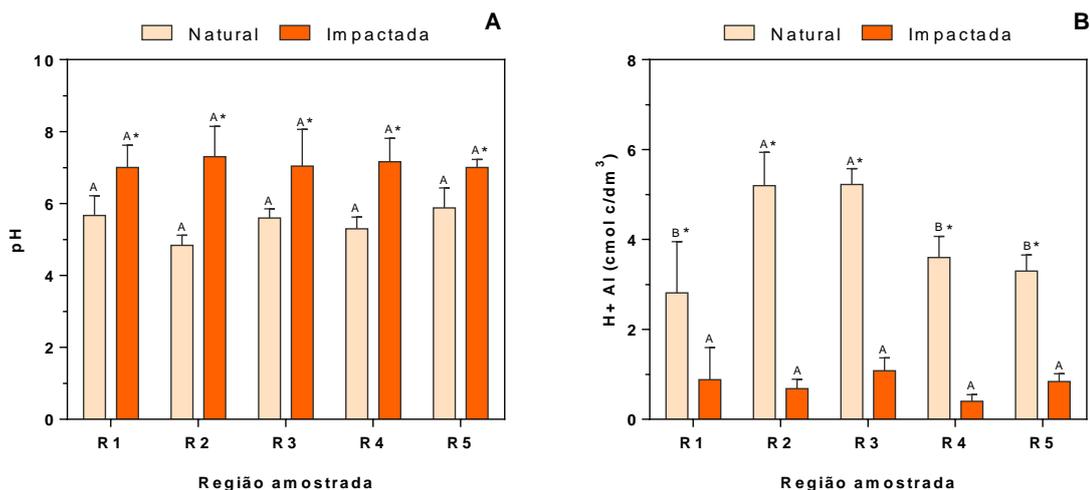
Uma análise de componente principal (PCA) foi utilizada para correlacionar os micronutrientes, macronutrientes e parâmetros químicos do solo, nas diferentes condições de análise: área natural e área impactada e suas proximidades da fonte de contaminação, através do programa FITOPAC 2.1.2.85.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Resultados das Análises Químicas dos Solos

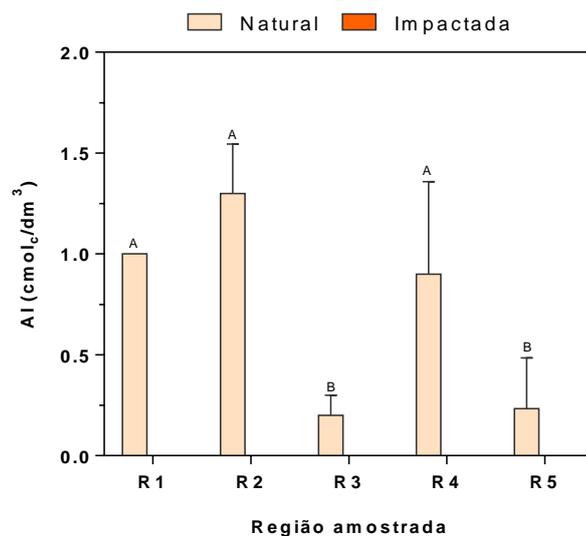
No presente trabalho foram analisados o pH e a acidez potencial do solo das cinco regiões (Figura 6). Observa-se que as cinco regiões apresentaram incremento significativo ( $P \leq 0,05$ ) no pH das suas áreas naturais para as áreas impactadas em cada região (Figura 6A). Porém, não houve diferença entre as áreas naturais (pH médio de 5,4574) e as áreas impactadas nas demais regiões (pH médio de 7,1).

Comportamento equivalentemente oposto ocorreu com a acidez potencial (Figura 6B), em que as áreas naturais tiveram um declínio significativo ( $P \leq 0,05$ ) em relação às áreas impactadas em todas as regiões. As áreas impactadas não se diferenciaram entre si, com uma média de  $0,7766 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$  de acidez potencial. As áreas naturais das regiões 2 e 3 se diferenciaram das demais regiões, apresentando os maiores valores, com uma média de  $5,2125 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ .



**Figura 6.** pH (A) e acidez potencial (B) do solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

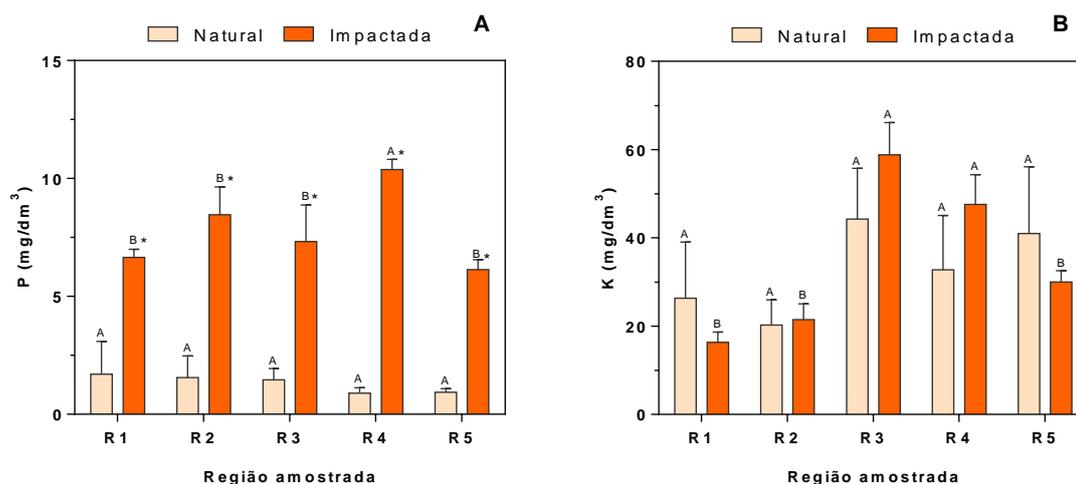
Ao analisarmos o teor de Al trocável, nota-se que nas áreas impactadas de todas as cinco regiões em estudo ele se encontra zerado (Figura 7), ocorrendo diferença significativa ( $P \leq 0,05$ ) entre as áreas naturais das regiões 1, 2 e 4, com as das demais regiões.



**Figura 7.** Teor de alumínio trocável no solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

Os resultados das análises dos atributos químicos do solo das cinco regiões em estudo demonstraram um incremento significativo ( $P \leq 0,05$ ) no teor de P da área natural para a área impactada em todas as regiões (Figura 8A). Dentre as áreas impactadas, a da região 4 se destaca significativamente ( $P \leq 0,05$ ) com o maior valor de P, atingindo  $10,38 \text{ mg/dm}^3$ . As áreas naturais não demonstraram diferença significativa entre elas, com  $1,3066 \text{ mg/dm}^3$  de média de teor de P.

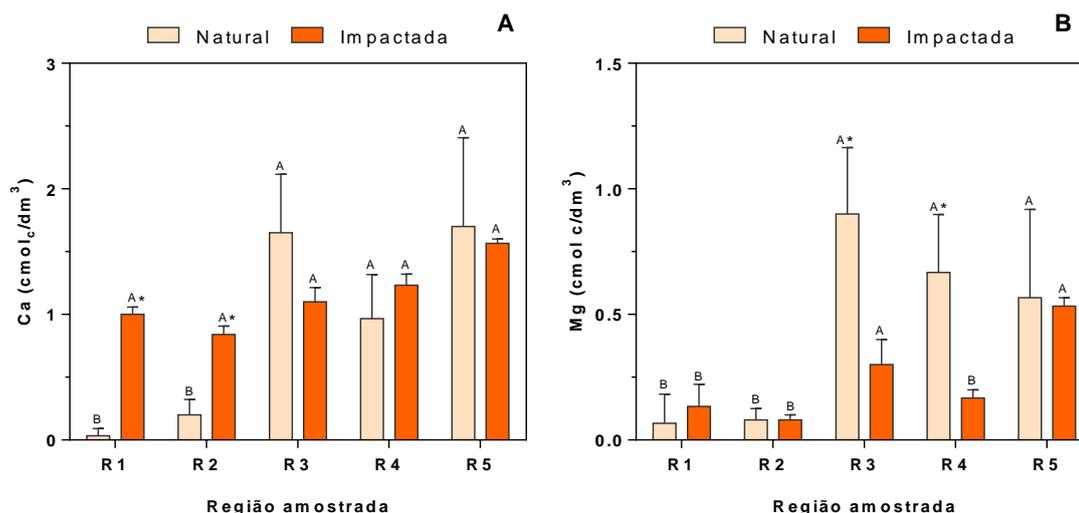
Analisando o teor de K no solo, verifica-se diferença significativa ( $P \leq 0,05$ ) entre as áreas naturais e as áreas impactadas nas regiões 1, 2 e 5 (Figura 8B). As áreas naturais não demonstraram diferença significativa entre elas. As áreas impactadas das regiões 3 e 4 se diferenciaram significativamente como os maiores teores, formando uma média de  $53,2 \text{ mg/dm}^3$ .



**Figura 8.** Teor de fósforo (A) e potássio (B) no solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

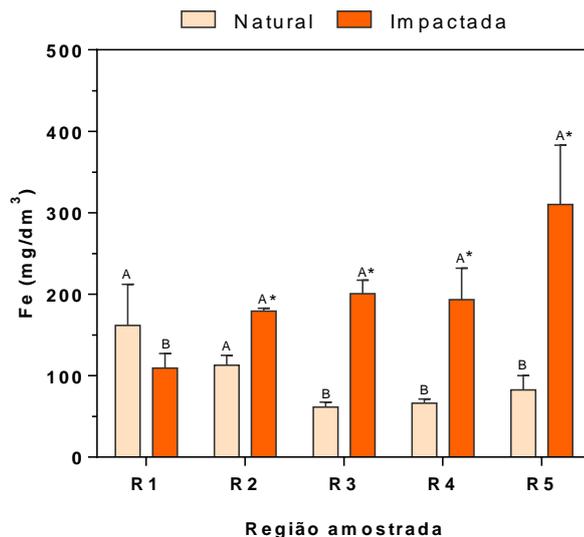
Os solos das regiões 1 e 2 apresentaram um incremento significativo ( $P \leq 0,05$ ) no teor de Ca das áreas naturais para as áreas impactadas (Figura 9A). E apenas as áreas naturais dessas mesmas regiões apresentaram valores significativamente menores ( $P \leq 0,05$ ) das demais, com a média de  $0,1165 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$  e as demais áreas naturais de  $1,439 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ . As áreas impactadas não diferiram entre si, tendo  $1,148 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$  por média.

Na Figura 9B é possível observar que as regiões 2, 3 e 4 tiveram diferença significativa ( $P \leq 0,05$ ) nos teores de Mg no solo entre as áreas naturais e impactadas em cada região. As áreas naturais das regiões 3, 4 e 5 foram significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) das demais, apresentando os maiores valores, atingindo uma média de  $0,7113 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ . Já os maiores valores das áreas impactadas foram verificados nas regiões 3 e 5, com média de  $0,4165 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ .



**Figura 9.** Teor de cálcio (A) e magnésio (B) no solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

Este estudo tem como enfoque o comportamento do Fe nos solos examinados. Neste sentido, apenas os solos da região 1 não apresentaram diferenças significativas entre a área natural e a impactada (Figura 10). Esta mesma região apresenta a área impactada divergente significativamente ( $P \leq 0,05$ ) das demais, com o menor valor de  $109,467 \text{ mg/dm}^3$ , contra a média de  $220,9375 \text{ mg/dm}^3$  das áreas impactadas das outras regiões. Com relação às áreas naturais, os maiores valores foram encontrados nas regiões 1 e 2, que diferiram significativamente das demais regiões ( $P \leq 0,05$ ), com valor médio de  $274,633 \text{ mg/dm}^3$ .

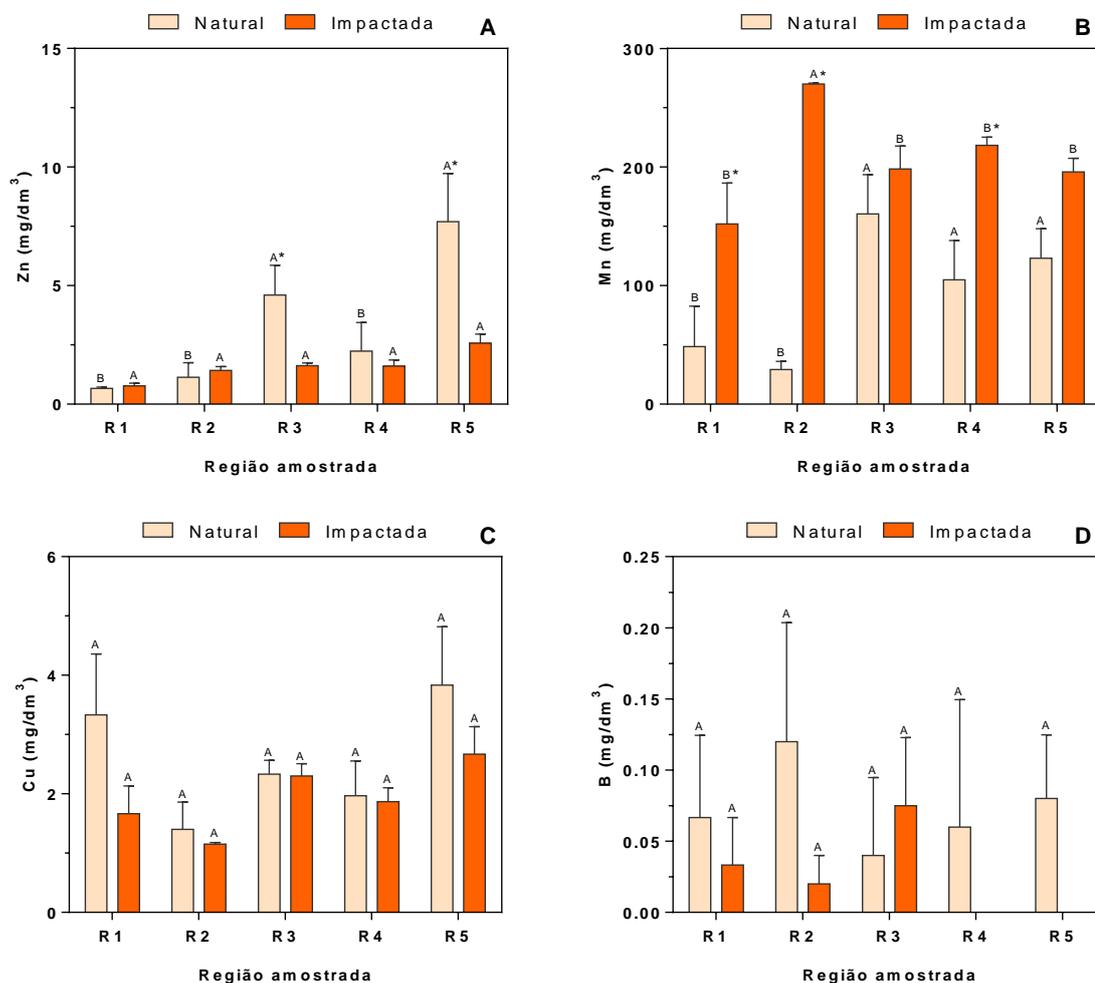


**Figura 10.** Teor de ferro no solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

Os resultados encontrados dos teores dos demais micronutrientes dos solos das cinco regiões estão apresentados na Figura 11. Para o Zn, os maiores valores encontraram-se nas áreas naturais das regiões 3 e 5, perfazendo uma média de  $6,15 \text{ mg/dm}^3$ , que diferem significativamente ( $P \leq 0,05$ ) das suas áreas impactadas e das áreas naturais das demais regiões (Figura 11A). As áreas impactadas não diferem entre si no teor de Zn, exibindo uma média de  $1,5974 \text{ mg/dm}^3$ .

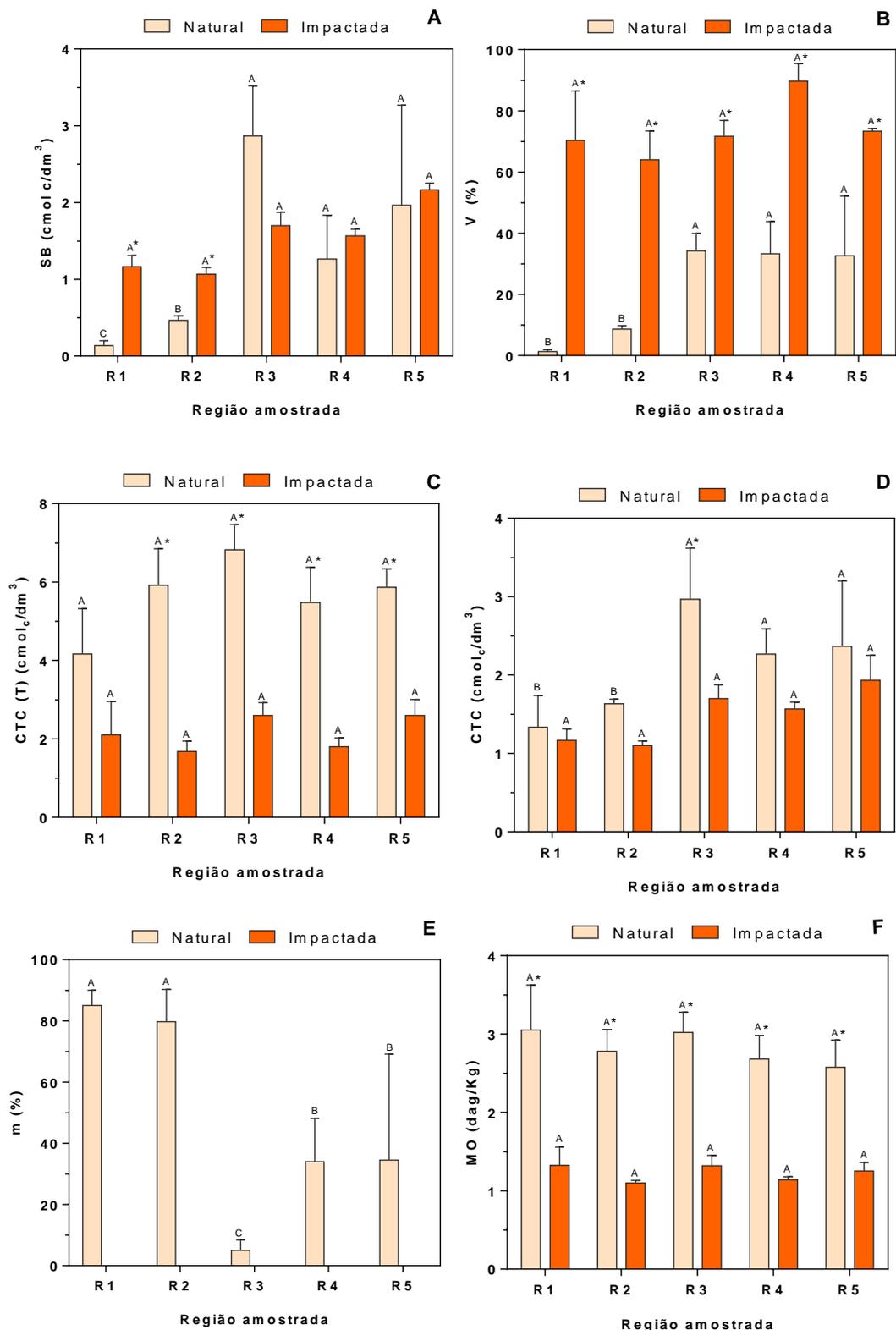
Quando se observa os teores de Mn (Figura 11B) percebe-se que nas regiões 1, 2 e 4, as áreas naturais diferem significativamente ( $P \leq 0,05$ ) das áreas impactadas; com valor maior, significativamente ( $P \leq 0,05$ ) diferente das demais áreas impactadas, na região 2, atingindo  $270 \text{ mg/dm}^3$ .

Com relação aos teores de Cu do solo, a Figura 11C evidencia que as regiões não apresentaram diferenças significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre elas e nem entre áreas naturais e impactadas. Comportamento semelhante foi observado nos teores de B (Figura 11D), contudo as regiões 4 e 5 não tiveram teor de B nas suas áreas impactadas.



**Figura 11.** Teores dos micronutrientes: zinco (A), manganês (B), cobre (C) e boro (D) no solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

Verificando os resultados expostos na Figura 12A, pode-se concluir que as regiões 1 e 2 apresentaram diferenças significativas ( $P \leq 0,05$ ) das áreas naturais para as áreas impactadas, quando analisadas em relação à soma de bases. A área natural da região 1 diferiu significativamente ( $P \leq 0,05$ ) das demais áreas naturais por apresentar o menor valor ( $0,137 \text{ cmol}_d/\text{dm}^3$ ).



**Figura 12.** Soma de bases (A), saturação de bases (B), CTC a pH 7,0 (C), CTC efetiva (D) e saturação por alumínio (E) e matéria orgânica (F) do solo das 5 regiões amostradas, sendo a região R1 localizada em Bento Rodrigues (no epicentro do impacto causado pelo derramamento do rejeito da barragem de Fundão) e R5 a região mais distante. As colunas que não compartilham a mesma letra são

significativamente diferentes ( $P \leq 0,05$ ) entre as médias das regiões, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade e, letras seguidas por asterisco significam que as médias da área natural e impactada diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade ( $n=4$ ).

A saturação de bases expressa a soma das bases trocáveis em porcentagem de capacidade de troca de cátions a pH 7,0. Portanto, as cinco regiões estudadas apresentaram diferenças significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre suas áreas naturais e as áreas impactadas (Figura 12B). Dentre as áreas naturais, as das regiões 1 e 2 se diferenciaram significativamente ( $P \leq 0,05$ ) por possuírem os menores valores, em média 5%. Por outro lado, as áreas impactadas não diferiram ao longo das regiões, com média de 73,8%.

Em relação a CTC a pH 7,0 (Figura 12C) não foi observada diferença significativa entre as áreas naturais de nenhuma das regiões, comportamento análogo ocorreu com as áreas impactadas. Porém, quando se examina cada região individualmente, a região 1 foi a única a não apresentar diferença significativa ( $P \leq 0,05$ ) entre a área natural e a área impactada.

A respeito da CTC efetiva (Figura 12D), apenas na região 3 houve diferença significativa ( $P \leq 0,05$ ) entre a área natural e a impactada. Dentre todas as áreas naturais, esta destacou-se significativamente ( $P \leq 0,05$ ) com valores inferiores às das regiões 1 e 2, com média de  $1,483 \text{ cmol/dm}^3$ . A CTC efetiva das áreas impactadas não apresentaram diferenças significativas, com  $1,4934 \text{ cmol/dm}^3$  de média total.

A saturação por alumínio das áreas impactadas de todas as cinco regiões tiveram seu índice zerado (Figura 12E). Os valores das regiões 1 e 2 nas áreas naturais não diferiram significativamente ( $P \leq 0,05$ ) entre si (média de 82,375%), e a área natural da região 3 se diferenciou por apresentar o menor valor, 5%.

Com o comportamento semelhante ao da CTC efetiva, os teores de matéria orgânica não foram significativamente diferentes nas áreas naturais (média de  $2,8212 \text{ dag/kg}$ ) entre as regiões e nem nas áreas impactadas (média  $1,227$ ) (Figura 12F). Mas todas as regiões apresentaram declínio significativo ( $P \leq 0,05$ ) das áreas naturais para as impactadas.

## 5.2. Comparativo entre os valores encontrados e os ideais para cultivo de culturas perenes

Afim de orientar quanto à qualidade do solo para agricultura, foi realizado o comparativo entre as médias das áreas naturais e impactadas em cada região com os valores definidos como ideais demonstrados no Quadro 2.

O pH novamente encontra-se elevado em 30% em todas as regiões das áreas naturais para as impactadas, alcançando valor médio de 7,1, acima dos desejados para a produção agrícola (Tabela 2). A acidez potencial atingiu valores altos nas regiões 2 e 3 das áreas naturais, com queda de 85% para as médias das áreas impactadas (valores muito abaixo dos ideais expressos na Tabela 2). O alumínio trocável alto na área natural da região 2, e médio nas regiões 1 e 4, com queda de 100% para as áreas impactadas, apresentaram valores baixos para o ideal.

O teor de P muito baixo em todas as áreas naturais, tendo um aumento de 81,79% para as áreas impactadas, permanecendo baixo. Atingindo um valor médio na área impactada da região 4.

K, Zn e B se apresentaram baixo ao longo do rio, tanto nas áreas naturais quanto nas impactadas. Ca demonstrou valores médios nas áreas naturais das regiões 3 e 5 e impactada da região 5, nas áreas restantes os valores foram baixos. Para Mg valores baixos foram encontrados em todas as áreas, exceto as áreas naturais das regiões 3 e 4 com seus valores médios para os ideais agronômicos.

Fe revelou valores médios em todas as áreas naturais, tendo um aumento médio de 48,22% para as áreas impactadas, permanecendo médio, atingindo o alto valor apenas na área impactada da região 5. Mn.

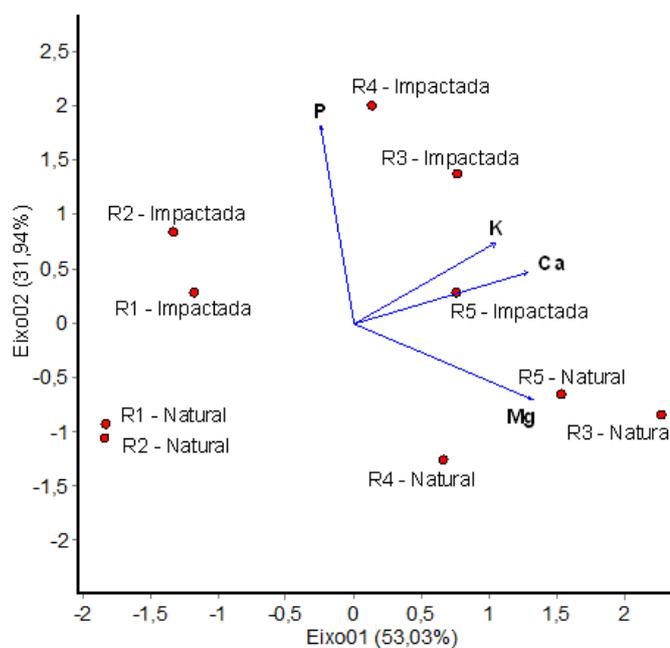
As áreas naturais de praticamente todas as regiões, exceto a região 1, apresentaram a CTC a pH 7,0 (T) dentro da média, por outro lado todas as áreas impactadas tiveram uma baixa CTC (T). Com comportamento contrário, a saturação de bases (V) foi baixa em todas as áreas naturais, enquanto nas áreas impactadas variou entre média e elevada.

**Tabela 2.** Comparativo entre os valores encontrados e os considerados ideais para as práticas agrícolas (Quadro 2). Os quadros  demonstram valores abaixo dos indicados, os  valores elevados e  dentro da média desejada.

	Região 1		Região 2		Região 3		Região 4		Região 5	
	Natural	Impactada								
pH										
P										
K										
Ca <sup>2+</sup>										
Mg <sup>2+</sup>										
Al <sup>3+</sup>										
H+Al										
SB										
CTC (t)										
CTC (T)										
V										
m										
MO										
Zn										
Fe										
Mn										
Cu										
B										

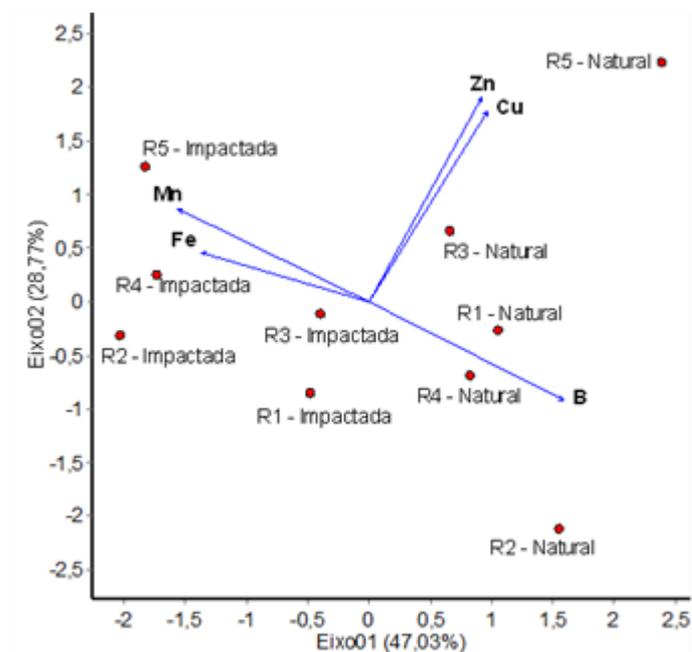
### 5.3. Análise de componente principal (PCA)

A PCA foi efetuada para elucidar as possíveis relações entre os teores dos macronutrientes nos solos naturais e impactados das regiões em estudo (Figura 13). As áreas impactadas possuem alta concentração de P, K e Ca, enquanto as áreas naturais possuem maior concentração de Mg, como demonstrado na Figura 13.



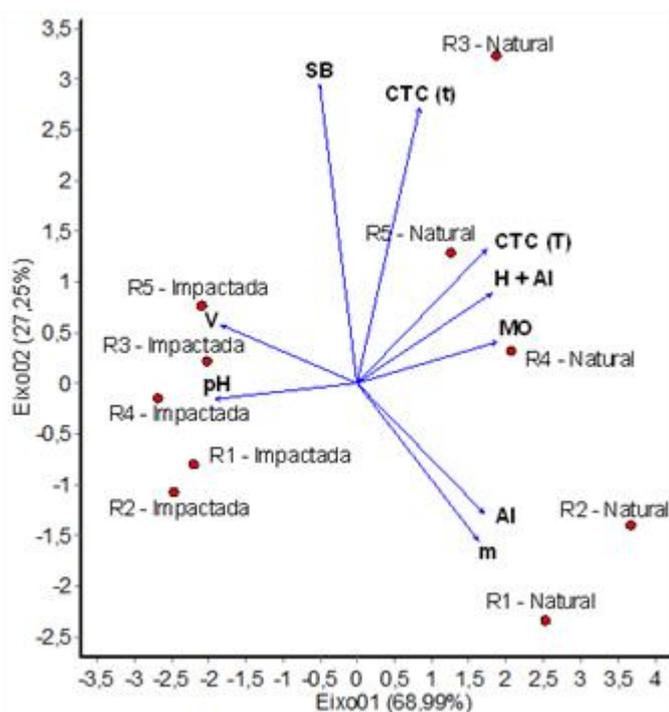
**Figura 13.** Análise de PCA dos macronutrientes: fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), nos solos naturais e impactados das cinco regiões em estudo.

Quando se observa o comportamento dos micronutrientes (Figura 14), percebe-se que o Mn e Fe se concentram nas áreas impactadas. Ao mesmo tempo que nas áreas naturais se concentram Zn, Cu e B. Com a região 5 possuindo a maior concentração de Zn e Cu na sua área natural, e Mn na sua área impactada.



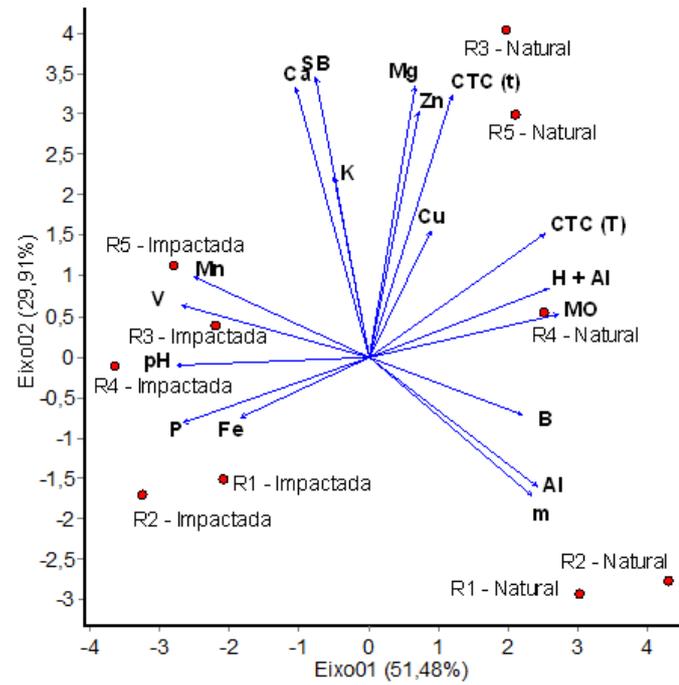
**Figura 14.** Análise de PCA dos micronutrientes: ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu) e boro (B), nos solos naturais e impactados das cinco regiões em estudo.

Analisando os parâmetros químicos (Figura 15) percebemos que os maiores valores de pH e saturação de bases (V) encontram-se nas áreas impactadas. Por outro lado, as áreas naturais se destacam por ter maior matéria orgânica, acidez potencial (H+Al), CTCs' e soma de bases (SB).



**Figura 15.** Análise de PCA dos parâmetros: pH, saturação de bases (v), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (CTC (T)), acidez potencial (H+Al), matéria orgânica (MO), teor de alumínio (Al) e saturação de alumínio (m) nos solos naturais e impactados das cinco regiões em estudo.

Quando se associa análise de nutrientes com a de parâmetros químicos (Figura 16), constata-se que os altos teores de Mn, P e Fe nas áreas impactadas são os responsáveis pela maior saturação de bases nessas áreas. Da mesma forma que as CTCs' têm maior influência nas áreas naturais, por serem constituídas pelo Mn, Zn e Cu, que apresentam os maiores valores nessas áreas.



**Figura 16.** Análise de PCA conjunta dos macronutrientes, micronutrientes e parâmetros químicos nos solos naturais e impactados das cinco regiões em estudo.

## 6. DISCUSSÃO

A análise química do solo, como determinação do pH e dos teores de nutrientes, é uma técnica importante para indicar os níveis de nutrientes no solo, possibilitando programar as práticas agrícolas, avaliar as mudanças que ocorrem com os nutrientes no solo e seus efeitos nas plantas cultivadas, e definir a qualidade do solo; podendo ser, então, uma boa técnica para identificar as mudanças decorrentes da ação de fatores externos ao solo, como a contaminação por rejeitos de minério de Fe.

Pires et al. (2003) analisaram o rejeito da barragem de Germano (unidade a qual contém a barragem de Fundão), e observaram o potencial poluidor do resíduo sólido que a barragem acumulava, concluindo que este material possui grande capacidade de retenção de metais pesados e de cromo. Assim, neste trabalho, analisamos parte do solo que compõe a bacia do Rio Doce que foi atingido por rejeito de minério de Fe em novembro 2015, tendo a barragem de Germano como parte do mesmo complexo das barragens envolvidas neste desastre.

Estudos realizados após o rompimento das barragens indicam que quase metade do sedimento analisado possui teor de Cr, Cu, Hg, Pb e Zn acima dos valores encontrados no Guia de Qualidade do Sedimento (SQG) (Santolin et al., 2015), reafirmando os resultados encontrados por Pires et al. (2003), demonstrando que este rejeito se encontra disperso nas águas dos rios e sobre os solos de suas margens.

Neste trabalho relatamos o incremento nos teores de Fe e Mn nos solos das áreas impactadas em relação às áreas naturais (Figura 10 e Figura 11B). Segura et al. (2016) analisaram solos de fundo (não expostos à lama) e lama, e relataram que Fe e Mn foram os elementos encontrados em maior concentração.

Pinto-Coelho (2015) relatou que a compactação, a contaminação por xenobiontes (metais e aminas), e a queda da fertilidade das várzeas e áreas alagáveis seriam os principais impactos previstos para o solo após o desastre. Tais impactos foram confirmados por este estudo, em que se observou um aumento do pH acima do ideal para o desenvolvimento de atividades agropecuárias (Tabela 2) e uma redução no teor de matéria orgânica quando nas áreas atingidas em relação às áreas naturais (Figura 12F). Resultados de outros parâmetros, como as CTC's e soma de bases (Figura 12C, 12D e 12A) reforçam esta hipótese.

Ao encontrarmos aumento no teor de Fe (Figura 10) e Mn (Figura 11B), aumento de pH (Figura 6A), diminuição da CTC(T) (Figura 12C), diminuição MO (Figura 12F), percebe-se que as características do rejeito justificam essas diferenças das áreas naturais para as impactadas, pois o mesmo apresenta: elevados teores de areia e de silte, baixo teor de argila, alta densidade de partículas, baixa porosidade, pH alcalino, MO, nutrientes e CTC baixas, teores dos metais pesados Zn, Cd, Cu, Pb e Ni trocáveis muito baixos, teores de Mn trocável elevado, e SiO<sub>2</sub> e Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> como óxidos predominantes (Silva et al., 2017). Silva et al. (2015) também encontraram baixo teor de MO e presença de teores elevados de Fe, Mn e Al na lama de rejeito de minério de Fe que cobre o solo nas margens do Rio Doce.

O aumento no teor de Fe (Figura 10) e Mn (Figura 11B) pode ser justificável não apenas pela composição da lama, mas adicionado a isso, o potencial de óxido-redução desses micronutrientes, já que os mesmos também se encontram nas áreas de pastagem naturais e estão presentes no solo às margens do rio, local geralmente úmido. Situação que foi discutida e analisada por Alhdad et al. (2015), quando avaliaram o crescimento reduzido da halófito *Suaeda maritima* sob hipoxia devido à toxicidade do Fe ou Mn.

Analisando o gráfico da relação de pH com a disponibilidade de nutrientes de Malavolta (1980) percebemos a grande influência do aumento médio do pH de 5,5 para 7,1 (Figura 6A), interferindo no comportamento de todos os nutrientes discutidos neste trabalho. Destacando a relação da disponibilidade de P com o pH

do solo, em que este aumento em 1,6 no pH levou conseqüentemente ao aumento no teor de P (Figura 8A). Resultado semelhante foi encontrado por Viviani et al. (2010), que analisaram a disponibilidade de P em dois latossolos argilosos e perceberam que os teores de P-disponível aumentaram em relação ao aumento de pH do solo, atingindo maior disponibilidade com o pH de 6,85. O que pode ser explicado pela dinâmica da disponibilidade do fósforo em relação ao pH, pois com o aumento do pH, a carga superficial das partículas do solo torna-se cada vez mais negativa, aumentando a repulsão entre o fosfato e a superfície coloidal do solo, ocorrendo diminuição dos teores de fósforo na forma  $H_2PO_4^-$  e aumento do fósforo como  $HPO_4^{2-}$ , passando para uma composição disponível e detectável pelo método de extração utilizado na metodologia (Novais et al., 2007).

Camargo et al. (2010) também encontraram resultados análogos trabalhando com P-resina e P-remanescente em solos de cerrado submetidos à calagem, e discutiram que o aumento de pH, resultante da calagem levou ao aumento do teor de P extraído em resina aniônica e ressaltaram que o incremento da adsorção de P ocorreu nos solos, onde o calcário proporcionou valores de acidez potencial próximos a zero e pH maior que 7,0.

Acidez potencial da pesquisa supracitada foi similar ao encontrado nesta pesquisa (Figura 6B), que teve queda brusca e significativa nas áreas impactadas quando comparadas às áreas naturais de cada região, também valores próximos a zero. Levando, assim, as áreas naturais a possuírem CTC(T) significativamente maior, já que a mesma é definida pela adição da acidez potencial à soma de bases. Este comportamento da acidez potencial é explicado, pois a elevação do pH leva a dissociação do hidrogênio que compõe a acidez trocável liberando o alumínio que se liga às cargas negativas, agora presentes no solo (Novais et al., 2007), gerando redução da acidez trocável (Figura 6B), redução do alumínio trocável (Figura 7) e aumento da CTC, já que as cargas do solo, antes ligadas ao hidrogênio e alumínio, ficam liberadas.

Fator que explicaria o não aumento da CTC (demostrado nas Figuras 12C e 12D) com aumento de pH nos solos aqui estudados, seria a nova composição do solo, pois Silva et al. (2015) demonstraram que o rejeito possui cerca de 90% de areia e silte e apenas 10% de argila, o que passa a interferir na estrutura física do solo, tendo a areia baixa superfície específica e compondo grande parte implicou em baixa capacidade de trocas catiônicas e, portanto, baixa fertilidade.

Já em relação a saturação de bases (V) (Figura 12B) que é definida por  $100 \times (SB/CTC(T))$ , conforme descrita na metodologia, percebemos que o maior valor significativo foi encontrado nas áreas impactadas, por essas possuírem os menores valores de CTC (T) (Figura 12C) e não os maiores em soma de bases.

## 7. CONCLUSÃO

Após coletas, avaliações e análises multivariadas, os resultados obtidos revelam aumento nos valores de pH e queda da acidez potencial nas áreas atingidas pela lama, influenciando a disponibilidade de outros nutrientes, principalmente o P. Os elementos Fe e Mn também sofreram alteração com a presença da lama no solo, pois seus teores se elevaram significativamente. O teor de matéria orgânica foi significativamente menor nas áreas impactadas. Tais alterações levaram os solos das áreas atingidas pelo rejeito de mineração a terem queda das CTC's, aumento da saturação de bases e a saturação de alumínio nula.

Assim, a lama de minério de ferro alterou de forma negativa as características químicas do solo, impedindo o retorno das pastagens, que anteriormente ao desastre se encontravam na área, sendo necessários mais estudos para maior avaliação dos impactos na agricultura.

A partir dos nossos resultados indicamos a utilização de técnicas agrícolas que melhorem as características químicas dos solos atingidos pelo rejeito de minério, a fim de torná-lo novamente economicamente cultivável, como a aplicação de matéria orgânica e a utilização de adubos nitrogenados (sulfato de amônio, nitrato de amônio, ureia e os fosfatos de amônio) que acidificam o solo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, G., Kham, M.Q., Khan, M.J., Hussain, F., Hussain, I. (2009) Effect of iron on the growth and yield contributing parameters of wheat (*Triticum aestivum* L.). *The Journal of Animal & Plant Sciences*. v. 19. 3:135-139.
- Alexandre, J.R., Oliveira, M.L.F., Santos, T.C.dos, Canton, G.C., Conceição, J.M.da, Eutrópio, F.J., Cruz, Z.M.A., Dobbss, L.B., Ramos, A.C. (2012) *Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo*. Natureza on line. v.10. 1:23-28.
- ANA Agência Nacional de Águas (2016) Conjuntura dos Recursos hídricos no Brasil – Informe 2015. *Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce*. Brasília, 2016. 50 p.
- ANA Agência Nacional de Águas (2017) Bacia do Rio Doce: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/planejamento/planoderecursos/BaciaRioDoce.aspx> em 25/10/2017.
- Badoni, P., Kumari, M., Patade, Y.V., Grover, A. (2017) Growth and physiological response of *Jatropha curcos* to diferente concentrations of iron in soil. *Chemical Science Review and Letters*. v.6. 21:382-388.
- Berger, K.C., Truog, E. (1939) Boron determination in soils and plants. *Ind. Eng. Chem. Anal.* 11:540-544.
- Briat, J-F., Duc, C., Ravet, K., Gaymard, F. (2010) Feritins and iron storage in plants. *Biochimica et Biophysica Acta*. v.1800. 8:806-814.

- Brito, B.D.C. de, Mastrodi Neto, J. (2016) Spheres of responsibility for environmental damage: Application to case Samarco. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. v.39.
- Camargo, M.S., Barbosa, D.S., Resende, R.H., Korndörfer, G.H., Pereira, H.S. (2010) Fósforo em solos de cerrado submetidos à calagem. *Biosci. J.* v.26. 2:187-194.
- Carmo, F.F.do, Kamino, L.H.Y., Tobias Jr, R., Campos, I.C. de, Carmo, F.F. do, Silvino, G., Castro, K.J. da S.X. de, Mauro, M.L., Rodrigues, N.U.A., Miranda, M.P. de S., Pinto, C.C.F. (2017) Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in ecology and conservation*.
- CEMIG (2017) Bacia do Rio Doce: [http://www.cemig.com.br/pt-br/A\\_Cemig\\_e\\_o\\_Futuro/sustentabilidade/nossos\\_programas/ambientais/peixe\\_vivo/Paginas/rio\\_doce.aspx](http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programas/ambientais/peixe_vivo/Paginas/rio_doce.aspx) em 26/10/2017.
- CGEE Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2016) *Desertificação, degradação da terra e secas no Brasil*. Brasil, 252p.
- Connorton, J.M., Balk, J., Rodríguez-Celma, J. (2017) Iron homeostasis in plant – a brief overview. *Metallomics*. v.9. 7:813-823.
- Dible, W., Truog, E., Berger, K.C. (1954) Boron determination in soils and plants simplified curcumin procedure. *Anal. Chem.*, 26:418-421.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA (1997) Centro Nacional de Pesquisa de Solos Rio de Janeiro, RJ. *Manual de métodos de análise do solo*. Brasília, SPI, 212p.
- Escobar, H. (2015) Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. *Science*. 350(6265):1138-1139.
- Fageria, N.K., Santos, A.B., Barbosa Filho, M.P., Guimarães, C.M. (2008) Iron toxicity in lowland rice. *Journal of Plant Nutrition*. 31:1676-1697.
- Fernandes, G.W., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dales, K., Boeshe, 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 sócio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservação*. 14:35-45.

- FULLIN - Laboratório de Análise Agronômica, Ambiental e Preparo de Soluções Químicas (2018) <http://www.fullin.com.br/default.aspx> em 28/01/2018.
- Fundação Renova (2017) <http://www.fundacaorenova.org/sobre-o-termo/> em 06/11/2017.
- Garcia, L.C., Ribeiro, D.B., Roque, F. de O., Ochoa-Quintero, J.M., Laurance, W.F. (2017) Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. *Ecological Applications*. 27(1):5-9.
- Ghasemi-Fasaei, R., Ronaghi, A. (2008) Interaction of iron with copper, zinc and manganese in wheat as affected by iron and manganese in a calcareous soil. *Journal of Plant Nutrition*. 31:839-848.
- Alhdad, G.M., Zörb, C., Al-Azzawi, M.J., Flowers, T. J. (2015) Is the reduced growth of the halophyte *Suaeda maritima* under hypoxia due to toxicity of iron or manganese? *Environmental and Experimental Botany*, 116:61–70.
- IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) Dados do Censo 2010: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=31&dados=29> em 26/10/2017.
- IBIO AGB Doce (2014) A bacia: <http://www.ibioagbdoce.org.br/a-bacia/> em 26/10/2017.
- IGAM Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2014) *Informativo: Bacia do Rio Doce*. Brasil, 8p.
- Jucoski, G. de O., Cambraia, J., Ribeiro, C., Oliveira, J.A. de (2016) Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. *Revista Ciência Agronômica*. v.47. 4:720-728.
- Krohling, C.A., Eutrópio, F.J., Bertolazi, A.A., Dobbss, L.B., Campostrini, E., Dias, T., Ramos, A.C. (2016) Ecophysiology of iron homeostasis in plants. *Soil Science and Plant Nutrition*. v.62. 1:39-47.
- Krohling, C.A., Eutrópio, F.J., Figueira, F. F., Campostrini, E., Dobbss, L.B., Ramos, A.C. (2016) Níveis tóxicos de ferro em lavouras de café conilon (*Coffea canephora*) em solos de tabuleiros costeiros. *Coffee Science*. v.11. 2:255-266.
- Labonne, B. (2016) Mining dam failure: Business as usual? *The Extractive Industries and Society*. 3:651-652.

- Lambertz, M.; Dergam, J. A. (2015) Mining disaste: huge species impact. *Nature*. 528:39.
- Lucena, J.J., Hernandez-Apaolazza, L. (2017) Iron nutrition in plants: an overview. *Plant Soil*. 418:1-4.
- Malavolta, E. (1980) *Elementos de nutrição mineral de plantas*. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 254p.
- Marschner, H. (2012) *Mineral nutrition of higher plants*. 3. ed. London: Elsevier, 643p.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M. (2016) Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Braziliam environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*. 112:359-364.
- Massante, J.C. (2015) Mining disaster: restore habitats now. *Nature*. 528:39.
- Miranda, L.S., Marques, A.C. (2016) Hidden impacts of the Samarco ming waste dam collapse to Braziliam marine fauna – Na example from staurozoans (Cnidaria). *Biota Neotropica*. 16(2).
- Moreira, S.G., Prochnow, L.I, Pauletti, V., Silva, B.M., Kiehl, J.deC., Silva, C.G.M. (2017) Effect of liming on micronutrient availability to soybean grown in soil under different lengths of time under no tillage. *Acta Scientiarum Agronomy*. v.39. 1:89-97.
- Nazareno, A.G., Vitule, J.R.S. (2016) Too many miny disaster Brazil. *Nature*. v. 531:580.
- Neves, A.C.deO., Nunes, F.P., Carvalho, F.A.de, Fernades, G.W. (2016) Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza e Conservação*. 14:24-27.
- Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B.; Neves, J.C.L. (Eds) (2007) *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1017p.
- Nugraha, Y., Rumanti, I.A., Guswara, A., Ardie, S.W., Suwarno, Ghulammahdi, M., Aswidinnoor, H. (2016) Responses of selected indonesian rice varieties under excesso iron condition in media cuture at seedling stage. *Penelitian pertanian tanaman pangan*. v.35. 3:181-190.

- Pinto-Coelho, R.M. (2015) Existe governança das águas no Brasil? Estudo de caso: O rompimento da Barragem de Fundão, Mariana (MG). *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico*. V.24. 1/2:16-43.
- Pinto, S.deS., Souza, A.E.de, Oliva, M.A., Pereira, E.G. (2016) Oxidative damage and photosynthetic impairment in tropical rice cultivars upon exposure to excess iron. *Scientia Agricola*. v.73. 3:217-226.
- Pires, J.M.M., Lena, J.C.de, Machado, C.C., Pereira, R.S. (2003) Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: Estudo de caso da Barragem de Germano. *Revista Árvore*. V.27. 3:393-397.
- PIRH (2010) *Plano Integrado de Recursos hídricos da Bacia hidrográfica do Rio Doce e Planos de ações para as unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce* (relatório final). 1 v. 1-479.
- Rout, G.R., Sahoo, S. (2015) Role of iron in plant growth and metabolism. *Reviews in Agricultural Science*. 3:1-24.
- Santolin, C.V.A, Ciminelli, V.S.T., Nascentes, C.C., Windmöller, C.C. (2015) Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. *Environ Earth Sci*. v.74. 2:1235-1248.
- Santos, R.S. dos, Araujo Junior, A.T. de, Pegoraro, C., Oliveira, A.C. de. (2017) Dealing with iron metabolism in rice: from breeding for stress tolerance to biofortification. *Genetics and Molecular Biology*. v. 40, 1:312-325.
- Segura, F.R., Nunes, E.A., Paniz, F.P., Paulelli, A.C.C., Rodrigues, G.B., Braga, G.Ú.L., Pedreira Filho, W. dos R., Barbosa Jr.F., Cerchiaro, G., Silva, F.F., Batista, B.L. (2016) Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*. 218:813-825.
- Silva, A.C., Cavalcante, L.C.D., Fabris, J.D.F., Franco Júnior, R., Barral, U.M., Farnezi, M.M.deM., Viana, A.J.S., Ardisson, J.D., Fernandez-Outon, L.E., Lara, L.R.S., Stumpf, H.O., Barbosa, J.B.S., Silva, L.C.da (2017) Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragens de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. *Revista Espinhaço/UFVJM*, 44-53.
- Silva, D.L.da, Ferreira, M.C., Scotti, M.R. (2015) O maior desastre ambiental brasileiro: de Mariana (MG) a Regência (ES). *Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico*. 1/2:136-158.

- Silva, M.K., Rosa, R. (2011) Uso da terra e cobertura vegetal natural nas bacias hidrográficas federais do cerrado mineiro. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. 6818:6825.
- Silveira, V.C. da, Oliveira, A.P. de, Sperotto, R.A., Espindola, L.S., Amaral, L., Dias, J.F., Cunha, J.B. da, Fett, J.P. (2007) Influence of iron on mineral status of two rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. *Plant Physiol*. 19(2):127-139.
- Siqueira-Silva, A.I., Silva, L.C. da, Azevedo, A.A., Oliva, M.A. (2012) Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of restinga subjected to excess iron. *Ecotoxicology And Environmental Safety*. 78:265-275.
- Viviani, C.A., Marchetti, M.E., Vitorino, A.C.T., Novelino, J.O., Gonçalves, M.C. (2020) Disponibilidade de fósforo em dois latossolos argilosos e seu acúmulo em plantas de soja, em função do aumento do Ph. *Ciência Agrotecnologia*. v. 34, 1:61-67.

## APÊNDICE

**Tabela 3.** Análise de variância (ANOVA) dos teores de macronutrientes do solo das 5 regiões em estudo. Houve diferença estatística entre os tratamentos. \*\*\* $p < 0.001$ .

Coeficientes	GL	SQ	QM	F
P				
Região	4	22,51	5,626	2,459****
Impacto	1	393,6	393,6	172
Interação	4	29,34	7,335	3,206*
Resíduo	31	70,92	2,288	
K				
Região	4	5384	1346	9,999
Impacto	1	35,82	35,82	0,2661****
Interação	4	1235	308,7	2,293
Resíduo	23	3,371		
Ca				
Região	4	6,962	1,732	23,84*
Impacto	1	0,4694	0,4694	6,462****
Interação	4	2,747	0,6867	9,453****
Resíduo	26	1,889	0,07264	
Mg				
Região	4	1,71	0,4275	15,64**
Impacto	1	0,371	0,371	13,57****
Interação	4	0,6222	0,1555	5,690**
Resíduo	24	0,656	0,02733	

**Tabela 4.** Análise de variância (ANOVA) dos teores de micronutrientes do solo das 5 regiões em estudo. Houve diferença estatística entre os tratamentos. \*\*\* $p < 0.001$ .

Coeficientes	GL	SQ	QM	F
Fe				
Região	4	19004	4751	2,082****
Impacto	1	81542	81542	35,74
Interação	4	64739	16185	7,094***
Resíduo	22	50196	2282	
Zn				
Região	4	82,59	20,65	27,64****
Impacto	1	22,97	22,97	30,74****
Interação	4	36,86	9,216	12,34****
Resíduo	24	17,93	0,7474	
Mn				
Região	4	22623	5656	5,261****
Impacto	1	100889	100889	93,84**
Interação	4	37584	9396	8,740***
Resíduo	22	23652	1075	
Cu				
Região	4	13,57	3,392	8,403*
Impacto	1	3,184	3,184	7,887***
Interação	4	3,247	0,8117	2,011
Resíduo	21	8,477	0,4037	
B				
Região	4	0,009053	0,002263	0,5973*
Impacto	1	0,024	0,024	6,334
Interação	4	0,02519	0,006297	1,662
Resíduo	34	0,1288	0,003789	

**Tabela 5.** Análise de variância (ANOVA) dos parâmetros químicos do solo das 5 regiões em estudo. Houve diferença estatística entre os tratamentos. \*\*\*p<0.001.

Coeficientes	GL	SQ	QM	F
pH				
Região	4	0,4143	0,1036	0,3147****
Impacto	1	33,17	33,17	100,8
Interação	4	1,662	0,4155	1,262
Resíduo	34	11,19	0,3291	
Al				
Região	4	1,853	0,4632	17,37****
Impacto	1	4,578	4,578	171,7****
Interação	4	1,853	0,4632	17,37****
Resíduo	28	0,7467	0,02667	
H+Al				
Região	4	11,78	2,946	7,639****
Impacto	1	107,1	107,1	277,6***
Interação	4	9,295	3,324	6,025***
Resíduo	32	12,34	0,3857	
SB				
Região	4	13,08	3,269	12,24
Impacto	1	0,2784	0,2784	1,042****
Interação	4	4,09	1,022	3,828*
Resíduo	20	5,341	0,2671	
CTC				
Região	4	5,465	1,366	7,280***
Impacto	1	2,883	2,883	15,36***
Interação	4	1,009	0,2522	1,3444
Resíduo	20	3,753	0,1877	
CTC (T)				
Região	4	10,95	2,737	3,900****
Impacto	1	124,7	124,7	177,6*
Interação	4	5,636	1,409	2,007
Resíduo	33	23,16	0,702	
V (%)				
Região	4	3314	828,4	3,976****
Impacto	1	21482	21482	103,1*
Interação	4	1038	259,5	1,246
Resíduo	23	4792	208,4	
m (%)				
Região	4	9006	2551	32,40****
Impacto	1	20273	20273	291,7****
Interação	4	9006	2251	32,40****
Resíduo	29	2015	69,49	
MO				
Região	4	0,6844	0,1711	2,023****
Impacto	1	28,03	28,03	331,3
Interação	4	0,261	0,06526	0,7714
Resíduo	36	3,045	0,0846	