

ROSEMERY ALESANDRA FIRMINO DOS SANTOS

GRAMÍNEAS E CONDICIONADORES MELHORAM A QUALIDADE FÍSICA E BIOLÓGICA DE REJEITO DE BAUXITA VISANDO SUA REVEGETAÇÃO?

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

Orientador: Raphael Bragança Alves Fernandes
Coorientadores: Ivo Ribeiro da Silva
Rafael da Silva Teixeira

**VIÇOSA-MINAS GERAIS
2020**

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

T

S237r
2020 Santos, Rosemary Alesandra Firmino dos, 1993-
Gramíneas e condicionadores melhoram a qualidade física e
biológica de rejeito de bauxita visando a sua revegetação? /
Rosemary Alesandra Firmino dos Santos. – Viçosa, MG, 2020.
83 f. ; 29 cm.

Orientador: Raphael Bragança Alves Fernandes.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Solos - Agregação. 2. Degradação ambiental.
3. Recuperação de terra. 4. *Urochloa brizantha*. 5. Revegetação.
6. Física do solo. 7. Biologia do solo. I. Universidade Federal de
Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em
Solos e Nutrição de Plantas. II. Título.

CDD 22 ed. 631.46

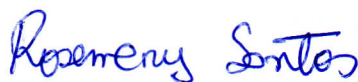
ROSEMERY ALESANDRA FIRMINO DOS SANTOS

GRAMÍNEAS E CONDICIONADORES MELHORAM A QUALIDADE FÍSICA E BIOLÓGICA DE REJEITO DE BAUXITA VISANDO SUA REVEGETAÇÃO?

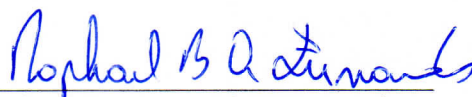
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 17 de agosto de 2020.

Assentimento:



Rosemery Alesandra Firmino dos Santos
(Autora)



Raphael Bragança Alves Fernandes
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), em especial ao Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas do Departamento de solos (DPS).

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES)- código de financiamento 001.

Ao meu orientador, professor Raphael Bragança Alves Fernandes, pela orientação e aos ensinamentos e paciência nessa caminhada.

Aos meus coorientadores, professores, Ivo Ribeiro da Silva e Rafael da Silva Teixeira por toda ajuda prestada.

Aos professores da Banca examinadora, por aceitarem contribuir com esse trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Isótopos Estáveis (LIE), Humberto e João Milagres por todo o apoio na realização das análises e ensinamentos.

Aos técnicos do Laboratório de Física do solo do Departamento de Solos, Evandro e Cláudio, por todo o suporte na realização das análises.

Ao Paulo Prattes, pelo fornecimento do material para realização do experimento e por sempre estar disposto a auxiliar no que fosse preciso.

Aos meus amigos e colegas, Elisia Ramos, Edvaldo Cardoso, Rugana Imbana, pelo suporte na realização do experimento e por todo o apoio.

Aos colegas e amigos da pós-graduação, Luana, Joslanny, Larissa, Maria, Ranyer pelas conversas e boa companhia.

Ao Sandro Moreira, pela amizade, incentivo e socorro nos momentos difíceis.

Ao meu companheiro, Stallone Soares, pelo companheirismo, carinho e partilha em todos os momentos durante essa caminhada.

À minha família, principalmente minha mãe, Helena dos Santos Firmino, razão de toda minha força e luta.

A todos, que de alguma forma contribuíram para finalização de mais uma etapa.

RESUMO

SANTOS, Rosemary Alesandra Firmino dos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2020. **Gramíneas e condicionadores melhoram a qualidade física e biológica de rejeito de bauxita visando sua revegetação?** Orientador: Raphael Bragança Alves Fernandes. Coorientadores: Ivo Ribeiro da Silva e Rafael da Silva Teixeira.

A mineração de bauxita é responsável por causar danos ambientais, nomeadamente, a geração e disposição de grande quantidade de rejeitos no ambiente. Uma estratégia de mitigar esse dano ambiental constitui a revegetação desses materiais como forma de integrá-los à paisagem. Porém, o rejeito de mineração de bauxita, como outros rejeitos, apresenta limitações ao crescimento vegetal, necessitando dessa forma, buscar métodos que proporcionam aos rejeitos condições para o crescimento vegetal. Para viabilização do rejeito como substrato para o crescimento das plantas, esse estudo buscou avaliar o efeito de condicionadores na melhoria das condições físicas e no restabelecimento da biomassa e atividades microbiana no rejeito. Assim, foi realizado um experimento em casa de vegetação, em delineamento em blocos casualizados (DBC), em esquema fatorial 2 x 5, sendo o primeiro fator correspondente à presença ou não da *Urochloa Brizantha*, e o segundo, aos condicionadores (PAM-poliacrilamida, AE- ácido esteárico, AH- ácido húmico, INOC-inoculante e SC-sem condicionador). Durante a condução do experimento foram avaliadas o efluxo de gases do substrato e no final do experimento (após 133 dias), amostras do substrato foram coletadas para realização das análises, químicas e microbiológicas: Carbono e nitrogênio total, teores de C e N na matéria orgânica particulada e associada a minerais, C e N da biomassa microbiana, atividade enzimática e análise de perfis de ácidos graxos fosfolipídios. Análises físicas também foram realizadas, a estabilidade de agregados via seca e úmida, porosidade do substrato, densidade aparente e curvas de compressão. As análises físicas permitiram a caracterização do rejeito como um material fracamente agregado, constituído por macroagregados, e que devido a sua granulometria constituída predominantemente de argila e silte, proporciona uma maior microporosidade ao substrato. Os condicionadores PAM e AE foram eficientes em estabilizar os macroagregados do rejeito. O AH é um condicionador que deve ser utilizado com cautela quando se trata de propriedades físicas do rejeito pelo risco de causar dispersão da argila, mas proporciona aumento no C do

rejeito, principalmente na fração mais estável. O AE e INOC foram os condicionadores promissores na melhoria da atividade e da biomassa microbiana.

Palavras-chave: *Urochloa brizantha*. Estabilidade de agregados. Perfis de Ácidos Graxos Fosfolipídios. Recuperação de áreas degradadas.

ABSTRACT

SANTOS, Rosemery Alesandra Firmino dos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2020. **Do grasses and conditioners improve the physical and biological quality of bauxite waste for its revegetation?** Adviser: Raphael Bragança Alves Fernandes. Co-advisers: Ivo Ribeiro da Silva and Rafael da Silva Teixeira.

Bauxite mining is responsible for causing environmental damage, namely the generation and disposal of large amounts of waste in the environment. A strategy to mitigate this environmental damage constitutes the revegetation of these materials as a way to integrate them into the landscape. However, bauxite mining tailings, like other tailings, have limitations to plant growth, thus needing to seek methods that provide the tailings conditions to support plant growth. In order to enable tailings as a substrate for plant growth, this study aimed to evaluate the effect of conditioners on improving physical conditions and restoring biomass and microbial activities in tailings. Thus, an experiment was carried out in greenhouse, in randomized block (DBC), factorial design 2 x 5, being the first factor corresponding to the presence or not of *Urochloa Brizantha*, and the second, to conditioners (PAM-polyacrylamide, SA-stearic acid, HA-humic acid, INOC-inoculant and Control-without conditioner). During the experiment the gas efflux of substrate was evaluated and at the end of the experimente (after 133 days), substrate samples were collected for analysis, chemical and microbiological: Carbon and total nitrogen, C and N levels in particulate and mineral-associated organic matter, C and N of microbial biomass, enzymatic activity and analysis of phospholipid fatty acid profiles. Physical analyses were also performed, the stability of dry and wet aggregates, substrate porosity, density and compression curves. The physical analyses allowed the characterization of the waste as a weakly aggregated material, consisting of macroaggregates, and which, due to its particle size consisting of clay and silt, provides a greater microporosity to the substrate. The PAM and SA conditioners were efficient in stabilizing the macroaggregates of the waste. HA is a conditioner that should be used with caution when it comes to the physical properties of the waste, but provides an increase in the C of the tailings, especially in the more stable fraction. SA and INOC were the promising conditioners in the improvement of microbial activity and biomass.

Keywords: *Urochloa brizantha*. Aggregate stability. Phospholipid Fatty Acid Profiles. Land reclamation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	8
REFERÊNCIAS.....	11
CAPÍTULO 1 – CONDICIONADORES E PLANTAS PARA A RECONSTRUÇÃO DA ESTRUTURA DE REJEITO DE MINERAÇÃO DE BAUXITA	
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3. RESULTADOS.....	24
4. DISCUSSÃO	33
5. CONCLUSÕES.....	39
REFERÊNCIAS.....	40
CAPÍTULO 2 - ABUNDÂNCIA, DIVERSIDADE, ATIVIDADE MICROBIANA E DINÂMICA DE CARBONO EM RESPOSTA A AÇÃO DE CONDICIONADORES E PLANTAS EM REJEITO DE MINERAÇÃO DE BAUXITA	
1. INTRODUÇÃO.....	48
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	51
3. RESULTADOS.....	56
4. DISCUSSÃO.....	68
5. CONCLUSÕES.....	75
REFERÊNCIAS.....	76
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	83

1. INTRODUÇÃO GERAL

A bauxita é um minério encontrado majoritariamente em regiões tropicais e subtropicais (ABAL, 2017). As reservas mundiais são estimadas em 55 a 75 bilhões de toneladas, distribuídas na África (32 %), Oceania (23%), América do Sul e Caribe (21 %), Ásia (18 %) e outros lugares (6 %) do planeta (XUE et al., 2016; UJACZKI et al., 2018; USGS, 2020). Dada sua grande área territorial e riqueza geológica (Vilas Boas et al., 2018), o Brasil possui a quarta maior reserva de bauxita do mundo (2,6 bilhões de toneladas) (USGS, 2020).

A bauxita é considerada o terceiro maior recurso mineral do Brasil, onde são mineradas anualmente 37 milhões de toneladas (ABAL, 2017), o que corresponde a 10% da produção mundial de bauxita que, em 2019, foi estimada em 370 milhões de toneladas (USGS, 2020). Dessa forma, o país é o quarto produtor mundial, atrás de Austrália, Guiné e a China. Quanto à produção de alumina, o Brasil é o terceiro maior produtor mundial, com uma produção estimada de 8,9 milhões toneladas (USGS, 2020).

A lavra da bauxita é realizada a céu aberto, com consequentes grandes transformações da paisagem pela remoção de componentes bióticos e abióticos (KONG et al., 2018) para se alcançar o minério no subsolo. No entanto, não somente a lavra é responsável por danos ambientais, uma vez que, o beneficiamento primário, que consiste na britagem ou desagregação, seguido da lavagem da bauxita, gera grande volume de rejeitos, denominado rejeito da lavagem de bauxita (RACANELLI et al., 2020). Esse rejeito é estocado a céu aberto, em áreas de disposição de resíduos de bauxita (ADRB).

As mineradoras têm como obrigação legal a recomposição e reintegração das ADRB ao ambiente da região onde se localizam. Por consequência, a revegetação das ADRB é uma opção promissora e caminho normalmente escolhida do ponto de vista econômico e ambiental (TORDOFF et al., 2000; COURTNEY et al., 2014) para a conversão desses materiais em um meio semelhante ao solo (XUE et al., 2019), com características físicas, químicas e biológicas capazes de sustentar o crescimento vegetal.

No entanto, a revegetação de rejeitos é uma tarefa desafiadora, à medida que esses materiais frequentemente constituem ambientes hostis para o crescimento vegetal. Eles são geralmente fisicamente degradados, com alta densidade, baixo teor de carbono orgânico,

baixa resistência à erosão (ASENSIO et al., 2013) e de baixa fertilidade natural (TORDOFF et al., 2000). Uma alternativa que tem sido considerada objetivando alcançar uma reabilitação bem-sucedida de rejeitos de mineração é o uso de condicionadores que sejam capazes de proporcionar melhorias em suas características físicas, químicas e biológicas (COURTNEY et al., 2009; BANNING et al., 2014).

Dentre os condicionadores que têm sido avaliados para a melhoria de rejeitos destacam-se gesso, composto, (COURTNEY et al., 2013, COURTNEY et al., 2014), vermicomposto (ZHU et al., 2017), biocarvão (RASHTI et al., 2019, JONES et al., 2010), fosfogesso, biossólido, composto de cogumelo, esterco de aves (JONES et al., 2010; XUE et al., 2020; LI et al., 2018; DONG et al., 2019), dentre outros. A maioria destes condicionadores foram aplicados em resíduos de lama vermelha, buscando a redução da salinidade, sodicidade, alcalinidade e desenvolvimento de estrutura (SANTINI et al., 2015). Nesse sentido, torna-se relevante pesquisas com a utilização de condicionadores para o condicionamento físico e biológico de outros rejeitos de mineração, como é o caso do rejeito da lavagem da bauxita, visando sua revegetação.

Na avaliação da eficácia do uso de condicionadores na recuperação da qualidade de rejeitos, indicadores de qualidade física têm sido usados. Dentre esses, destacam-se a densidade, porosidade e estabilidade de agregados (SHUKLA et al., 2004; HARRIS, 2009; JONES et al., 2011; JONES et al., 2012; ASENSIO et al., 2013, COURTNEY et al., 2013, ZHU et al., 2017, JONES et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2018), distribuição do tamanho dos agregados (JONES et al., 2011; JONES et al., 2012; ZHU et al., 2017, DONG et al., 2019), distribuição do tamanho dos poros (JONES et al., 2010, LI et al., 2018), resistência à penetração (BUCHANAN et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2018), condutividade hidráulica (HARRIS, 2009) e argila dispersa em água (COURTNEY et al., 2013).

Nessas avaliações de qualidade física, a avaliação da estrutura é fundamental, e por ser essa uma característica associada ao sucesso do estabelecimento da vegetação, dado seu envolvimento com trocas gasosas, armazenamento e transporte de água e como microhabitats para a biota do solo, e que, uma vez colapsado, pode levar ao incremento do escoamento superficial e da erosão da superfície do solo (JONES et al., 2011; COURTNEY et al., 2013).

Além de indicadores físicos, mais recentemente indicadores biológicos de qualidade do solo têm sido estudados também na recuperação de áreas degradadas. Dentre esses indicadores, os microrganismos são objetos frequentes de avaliação, uma vez que são componentes de todos os ecossistemas e desempenham papel vital na pedogênese e no suporte à nutrição das plantas (SANTINI et al., 2015) via ciclagem de nutrientes, decomposição de compostos orgânicos (SILVA et al., 2010) e formação e estabilização da estrutura do solo. Dessa forma o estabelecimento de uma comunidade microbiana abundante, diversificada e funcional (HUANG et al., 2012) torna-se imprescindível para uma reabilitação bem-sucedida (COURTNEY et al., 2014). Estudos que incluem a biomassa, atividade e a estrutura da comunidade microbiana são importantes (MAJI et al., 2017), pois a biomassa microbiana é um compartimento da matéria orgânica do solo diretamente influenciada por fatores abióticos (SILVA et al., 2010).

A dinâmica do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, a respiração basal, e a atividade de algumas enzimas, como β -glucosidase, arilsulfatase, fosfomonoesterases, urease (JONES et al., 2010; JONES et al., 2011; JONES et al., 2012; COURTNEY et al., 2014a, ZHAN e SUN, 2014, DONG et al., 2019) tem sido indicadores microbiológicos normalmente considerados em estudos mais recentes de avaliação da funcionalidade dos microrganismos em rejeitos de mineração quando vegetados.

Apesar dos avanços no estudo da composição da comunidade microbiana dos solos com o uso das técnicas baseadas na extração e análise de ácidos nucleicos, o uso dos perfis dos ácidos graxos fosfolipídios (PLFA) tem se mostrado vantajoso, pelo menor custo e rapidez, podendo ser tão sensível em detectar mudanças na composição da comunidade microbiana quanto outros métodos tradicionais (RAMSEY et al., 2006, FROSTEGÅRD et al., 2011).

A análise de PLFA pode ser aplicada para determinar a biomassa microbiana e biomarcadores da estrutura da comunidade microbiana e fornecer informações sobre seu status funcional (WILLERS et al., 2015). Esse é um método recomendado também para situações que tem o objetivo de detectar aumentos da biomassa após a adição de substratos ou rastrear rapidamente se fungos e bactérias do solo foram afetados por um tratamento (FROSTEGÅRD et al., 2011). A análise de PLFA já foi usada como ferramenta de estudo em

rejeitos de mineração durante a reabilitação (COURTNEY et al., 2014b; CARRASCO et al., 2010; VARENNES et al., 2009; BASANTA et al., 2017).

Diante do exposto, este estudo parte da constatação que a revegetação de rejeitos de áreas mineradas exige a busca de um funcionamento harmonioso dos componentes físicos, químicos e biológicos do ecossistema, de forma a que, no longo prazo, se alcance uma performance autossustentável (SHRESTHA e LAL, 2011). E, neste cenário, o presente estudo tem como objetivo geral determinar a influência de condicionadores e das raízes proporcionadas pelo cultivo de *Urochloa brizantha* na qualidade física e biológica do rejeito da lavagem da bauxita.

A presente dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro tem por objetivo específico avaliar o efeito de condicionadores e de raízes de proporcionado pelo cultivo de *Urochloa brizantha* na qualidade física do rejeito da mineração de bauxita. Por sua vez, o segundo, tem por objetivo específico avaliar o efeito dos mesmos fatores condicionadores e presença de raízes de *Urochloa brizantha* na dinâmica do carbono e na abundância e atividade de microrganismos do mesmo rejeito da bauxita.

REFERÊNCIAS

ASENSIO, V. et al. Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. **Chemosphere**, v. 90, p. 603– 610, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.050>. Acesso em: 18 jun. 2020

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ALUMÍNIO. **Bauxite in Brazil: Responsible mining and competitiveness**. São Paulo, SP, 2017. 64 p. Disponível em: <http://abal.org.br/downloads/publicacoes/bauxita-no-Brasil-mineracao-responsavel-e-competitividade-eng.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2020.

BANNING, N. C. et al. Amendment of bauxite residue sand can alleviate constraints to plant establishment and nutrient cycling capacity in a water limited environment. **Ecological Engineering**, v. 62, p. 179-187, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eco-leng.2013.10.034>. Acesso em: 7 maio 2020.

BASANTA, R.; DE VARENNES, A.; DIAZ-RAVINA, M. Microbial community structure and biomass of a mine soil with different organic and inorganic treatments and native plants. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, p. 839-852, 2017. Disponível em: <http://doi.org/10.4067/S0718-95162017000400001>. Acesso em: 20 mar. 2020.

- BUCHANAN, S. J. et al. Influence of texture in bauxite residues on void ratio, water holding characteristics and penetration resistance. **Geoderma**, v. 158, p. 421-426, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.06.016>. Acesso em: 8 maio 2020.
- CARRASCO, L. et al. Estimation by PLFA of microbial Community structure associated with the rhizosphere of *Lygeum spartum* and *Piptatherum miliaceum* growing in semiarid mine tailings. **Microbial Ecology**, v. 60, p. 265-271, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00248-009-9619-4>. Acesso em: 7 maio 2020.
- CHODAK, M.; NIKLIŃSKA, M. Effect of texture and tree species on microbial properties of mine soils. **Applied Soil Ecology**, v. 46, p. 268-275, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.08.002>. Acesso em: 13 ago. 2020.
- COURTNEY, R.; HARRINGTON, T.; BYRNE, K. A. Indicators of soil formation in re-stored bauxite residues. **Ecological Engineering**, v. 58, p. 63-68, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.022>. Acesso em: 30 mar. 2020.
- COURTNEY, R.; FEENEY, E.; O'GRADY, A. An ecological assessment of rehabilitated bauxite residue. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 373-379, 2014a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.064>. Acesso em: 2 ago. 2020.
- COURTNEY, R.; HARRIS, J. A.; PAWLETL, M. Microbial Community composition in a rehabilitated bauxite residue disposal area: A case study for improving microbial Community composition. **Restoration Ecology**, v. 22, p. 798-805, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12143>. Acesso em: 7 maio 2020.
- COURTNEY, R.; MULLEN, G.; HARRINGTON, T. An evaluation of revegetation success on bauxite residue. **Restoration Ecology**, v. 17, p. 350-358, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00375.x>. Acesso em 17 mar. 2020.
- DONG, Y. et al. Insight of soil amelioration process of bauxite residues amended with organic materials from diferente sources. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 29379-29387, 2019.
- FENG, L. et al. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. **Earth-science Reviews**, v. 191, P. 12-25, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>. Acesso em 30 mar. 2020.
- FROSTEGÅRD, A.; TUNLID, A.; BÅÅTH, E. Use and misuse of PLFA measurements in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1621-1625, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>. Acesso em 19 jun. 2020.
- GUIMARÃES, L. P. O. P.; DIAS, L. E.; ROCHA, G. C.; ASSIS, I. R.; FERNANDES, R. B. A. Physical quality of bauxite tailing after a decade of environmental recovery. *Revista Ciência Agronômica*, 49:192:200, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180022>.
- HARRIS, M. A. Structural improvment of age-hardened gypsum-treated bauxite red mud waste using readily decomposable phyto-organics. **Environmental Ecology**, v. 56, p. 1517-1522, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1249-5>. Acesso em 25 jun. 2020.

- HUANG, L.; BAUMGARTL, T.; MULLIGAN, D. Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? **Annals of Botany**, v. 110, p. 223-238, 2012. Dispon: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs115>. Acesso em: 1 jul. 2020.
- JONES, B. E. H.; HAYNES, R. J.; PHILLIPS, I. R. Effect of amendment of bauxite processing sand with organic materials on its chemical, physical and microbial properties. **Journal of environmental Management**, v. 91, p. 2281-2288, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.013>. Acesso 13 em abr. 2020.
- JONES, B. E. H.; HAYNES, R. J.; PHILLIPS, I. R. Addition of an organic amendment and/or residue mud to bauxite residue sand in order to improve its properties as a growth medium. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. 29-38, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.014>. Acesso em 2 ago. 2020.
- JONES, B.E.H.; HAYNES, R.J.; PHILLIPS, I.R. Influence of organic waste and residue mud additions on chemical, physical and microbial properties of bauxite residue sand. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, p. 199–211, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0364-5>. Acesso em: 27 mar 2020.
- KONG, X. et al. Acid transformation of bauxite residue: conversion of its alkaline characteristics. **Journal Hazardous Material**, v. 324, p. 382-390, 2017. Disponível em: [10.1016/j.jhazmat.2016.10.073](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.073). Acesso em 30 jun. 2020.
- KONG, X. F. et al. Development of alkaline electrochemical characteristics demonstrates soil formation in bauxite residue undergoing natural rehabilitation. **Land Degradation**, v. 29, p. 58-67, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2836>. Acesso em: 1 jul. 2020.
- LI, Y. et al. Properties of seawater neutralized bauxite residues and changes in chemical, physical and microbial properties induced by addition of gypsum and organic matter. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 489-494, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.070>. Acesso em 25 jun. 2020.
- MAJI, D. et al. Humic acid rich vermicompost promotes plant growth by improving microbial Community structure of soil as well as root nodulation and mycorrhizal colonization in the roots of *Pisum sativum*. **Applied Soil Ecology**, v. 110, p. 97-108, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.10.008>. Acesso em 9 abr. 2020.
- RACANELLI, L. A. et al. Uso de rejeito de lavagem de bauxita para fabricação de ligantes geopoliméricos. **Matéria**, v. 25 n. 1, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1517707620200001.0921>. Acesso 19 ago. 2020.
- RAMSEY, P. W. et al. Choice of methods for soil microbial community analysis: PLFA maximizes power compared to CLPP and PCR-based approaches. **Pedobiologia**, v. 50, p. 275-280, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.03.003>. Acesso em 29 abr. 2020.

- RASHTI, M. R. et al. Biochar amendment and water stress alter rhizosphere carbon and nitrogen budgets in bauxite-processing residue sand under rehabilitation. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 446-455, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.093>. Acesso em: 14 jul. 2020.
- SANTINI, T.C.; KERR, J.L.; WARREN, L.A. Microbially-driven strategies for bioremediation of bauxite residue. **Journal of Hazardous Materials**, v. 293, p. 131-157, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.03.024>. Acesso em: 13 maio 2020.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v. 161, p. 168-176, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015>. Acesso em: 19 jun. 2020.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Land use impacts on physical properties of 28 years old reclaimed mine soils in Ohio. **Plant Soil**, v. 306, p. 249-260, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9578-4>. Acesso em: 2 jul. 2020
- SHUKLA, M. K. et al. Physical and hydrological characteristics of reclaimed minesoils in southeastern Ohio. **Soil Science Society America Journal**, 68: 1352–1359, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1352>. Acesso em: 25 jul. 2020.
- SILVA, A. R. et al. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos vertentes, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1585-1592, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500011>. Acesso em 24 abr. 2020.
- UJACZKI, E. et al. Re-using bauxite residues: benefits beyond (critical raw) material recovery. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, p. 2498-2510, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jctb.5687>. Acesso em: 13 maio 2020.
- United States Geological Survey (USGS), **Bauxite and Alumina, Commodity Statistics and Information**. 2020. Disponível em: https://www.usgs.gov/centers/nmic/bauxite-and-alumina-statistics-and-information?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con. Acesso em: 23 jun. 2020.
- VARENNES, A.; CUNHA-QUEDA, C.; QU, G. Amendment of an acid mine soil with compost and polyacrylate polymers enhances enzymatic activities but may change the distribution of plant species. **Water Air Soil Pollution**, v. 208, p. 91-100, 2009. Disponível em: [10.1007/s11270-009-0151-4](https://doi.org/10.1007/s11270-009-0151-4). Acesso em: 13 jul. 2020.
- VARENNES, A. et al. Enzymatic activity of a mine soil varies according to vegetation cover and level of compost applied. **International Journal Phytoremediation**, v. 12, p. 371-383, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226510903051757>. Acesso em 24 jun. 2020.
- VILAS BOAS, H. F. et al. Soil organic carbon recovery and coffee bean yield following bauxite mining. **Land degradation and Development**, v. 29, p. 1-9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2949>. Acesso em 25 jul. 2020.

WILLERS, C.; JANSEN VAN RENSBURG, P. J.; CLAASSENS, S. Phospholipid fatty acid profiling of microbial communities- a review of interpretations and recent applications. **Journal of Applied Microbiology**, v. 119, p. 1207-1218, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jam.12902>. Acesso em 9 abr. 2020.

XUE, S. et al. Effect of phosphogypsum and poultry manure on aggregate-associated alkaline characteristics in bauxite residue. **Journal of Environmental Management**, v. 256, p. 1-10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109981>. Acesso em 10 ago. 2020.

XUE, S. et al. Proposal for management and alkalinity transformation of bauxite residue in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 12822-12834, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6478-7>. Acesso em 13 maio 2020.

XUE, S. et al. Phosphogypsum stabilization of bauxite residue: conversion of its alkaline characteristics. **Journal of Environmental Sciences**, v. 77, p. 1-10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.05.016>. 20 jun. 2020.

ZHAN, J.; SUN, Q. Development of microbial properties and enzyme activities in copper mine waste land during natural restoration. **Catena**, v. 116, p. 86-94, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.12.012>. Acesso em: 1 jul. 2020.

ZHU, F. et al. Vermicompost and gypsum amendments improve aggregate formation in Bauxite residue. **Land Degradation & development**, v. 28, p. 2109-2120, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2737>. Acesso em 17 abr. 2020.

CAPÍTULO I

CONDICIONADORES E PLANTAS PARA A RECONSTRUÇÃO DA ESTRUTURA DE REJEITO DE MINERAÇÃO DE BAUXITA

RESUMO: O rejeito da lavagem da bauxita é produzido durante o processamento do minério, por britagem e lavagem. Esses rejeitos são estocados em barragens e ocupam espaço no ambiente. A revegetação deles constitui uma estratégia viável econômica e ambientalmente. Porém, esses possuem algumas restrições para o crescimento das plantas, principalmente quanto à estrutura. Nesse sentido, este estudo consistiu na utilização de condicionadores no rejeito associado ou não ao cultivo de *Urochloa brizantha*, para a melhoria das suas condições físicas. O estudo foi realizado em casa de vegetação, em vasos com capacidade de 8 dm³ em delineamento em blocos casualizados, em esquema fatorial 2x5, sendo o primeiro fator relacionado a quatro condicionadores (Poliacrilamida-PAM, ácido esteárico-AE, ácido húmico -AH, inoculante a base de fungos micorrizas arbusculares-INOC) mais um tratamento sem condicionador e o segundo ao fator planta, presença e ausência de planta, com quatro repetições. O experimento teve 133 dias de duração. Os tratamentos apresentaram agregados estáveis na classe de diâmetro 4-2 mm. Tanto as plantas como os condicionadores afetaram a resistência dos agregados ao impacto da gota, onde o rejeito cultivado associado aos condicionadores PAM, AE, AH aumentaram a estabilidade dos agregados. No ensaio de pré-consolidação, verificou-se incremento da densidade aparente com o aumento da pressão aplicada. O AE e o PAM favoreceram melhorias nas características físicas do substrato, sendo o PAM, promissor quando o rejeito é cultivado.

Palavras-chave: Raízes. Gramíneas. Estabilidade de agregados. Ensaio de pré-consolidação.

1.INTRODUÇÃO

A atividade de mineração é fundamental para a economia nacional (SANTOS et al., 2010), sendo responsável por 1,4 % do PIB brasileiro e pela geração de 2,1 de milhões empregos diretos, indiretos e induzidos (INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO, 2019).

Dentre as riquezas minerais brasileiras, a bauxita utilizada para produzir o alumínio primário apresenta grande destaque. O Brasil possui a quarta maior reserva mundial do minério (USGS, 2020) e exporta anualmente 8,4 milhões de toneladas de bauxita (ABAL, 2018).

Nas regiões tropicais e subtropicais, a bauxita é lavrada em minas a céu aberto (TINOCO, 2017). O procedimento de lavra para se alcançar o minério em subsuperfície inclui a remoção da vegetação e do solo, além das consequentes mudanças na topografia e no regime hidrológico da superfície e do subsolo (SHRESTHA e LAL, 2011), o qual proporciona intensos impactos ambientais. Após extraído, o minério passa pelo processo de beneficiamento por meio da britagem e lavagem da bauxita, operações que visam remover os materiais mais finos (GONÇALVES et al., 2015) e concentrar a bauxita, reduzindo assim os custos da produção da alumina.

Como produto do processo de beneficiamento é gerado um material denominado rejeito de bauxita lavada, que não possui valor econômico (TINOCO, 2017), e que frequentemente tem sido armazenado por longo prazo em barragens, constituindo assim, um passivo ambiental importante e, principalmente, preocupante por conta da segurança desses reservatórios.

O gerenciamento futuro do rejeito de bauxita tem merecido atenção das empresas mineradoras, e uma alternativa para sua destinação final é a reabilitação do material *in situ* (BANNING et al., 2014). Esta proposta visa converter o rejeito em technossolo, assegurando assim a reabilitação das áreas de mineração com o uso de plantas. Entretanto, a utilização deste material é muito limitada por suas propriedades físicas, químicas (principalmente fertilidade) e biológicas, o qual o torna restritivo ou mesmo impróprio para o crescimento de plantas (SILVA et al., 2006).

As principais restrições químicas do rejeito de bauxita ao estabelecimento vegetal incluem sua acidez, a pobreza em nutrientes (CAPRONI et al., 2007; GUIMARÃES et al., 2018), e o baixo teor de matéria orgânica (BRIGIDA, 2014), em função principalmente da sua constituição de materiais do horizonte B e C com predomínio de caulinita e gibbsita nas frações mineralógicas (GUIMARÃES et al., 2018). As propriedades físicas também são frequentemente inapropriadas ao desenvolvimento das plantas, em especial pela ausência de

estrutura. Por sua vez, as propriedades químicas do rejeito podem ser razoavelmente melhoradas com práticas como a calagem e adição de fertilizantes orgânicos e minerais, entretanto, as limitações físicas constituem grande desafio para a utilização desses materiais como substrato de plantas.

A estrutura é uma propriedade fundamental para o crescimento de plantas e controle da erosão, por estar relacionada com a retenção e infiltração da água no perfil, trocas gasosas, dinâmica da matéria orgânica e nutrientes, penetração e desenvolvimento de raízes (RABOT et al., 2018), além da provisão de habitats para a fauna e microrganismos do solo (ZHU et al., 2016). A estrutura do solo, que contempla a distribuição do espaço poroso e a fase sólida (BRONICK e LAL, 2005; RASHID et al., 2016), pode ser avaliada pela estabilidade e distribuição do tamanho dos agregados, densidade aparente e resistência à penetração, avaliação da porosidade e curvas de compressão (REIS et al., 2013).

Com o intuito de melhorar as propriedades físicas de substratos para o desenvolvimento de plantas, o uso de condicionadores inorgânicos e/ou orgânicos, naturais e/ou sintéticos tem sido uma alternativa considerada. Entretanto, são poucos as iniciativas que buscam avaliar o uso desses condicionadores no rejeito da lavagem da bauxita, materiais que não possuem estrutura (GUIMARÃES et al., 2018).

A inoculação com microrganismos simbióticos, especialmente fungos micorrizas arbusculares (FMA), aumentam a capacidade das plantas hospedeiras de se estabelecerem e lidar com situações adversas, sendo assim, essenciais na revegetação de áreas degradadas (CARAVACA et al., 2006). Um dos benefícios proporcionados ao solo pelos FMA, compreende a formação de agregados pelo enovelamento das partículas do solo pelas hifas, e a estabilidade de agregados, pela produção da glomalina.

No entanto, apesar dos condicionadores apresentarem um certo potencial, o uso exclusivo de condicionadores poderá não ser suficiente para melhorar a qualidade de substratos. Assim, o uso de condicionadores combinados com o cultivo de plantas poderá constituir uma estratégia promissora, sobretudo no processo de recuperação da paisagem (BRIGIDA, 2014).

Na revegetação de rejeitos de mineração podem ser utilizadas espécies exóticas ou nativas. Normalmente o uso prioritário é de espécies nativas de fácil adaptação (LEI et al.,

2016). Entretanto, para situação em que plantas nativas não são adaptáveis, espécies exóticas, desde que não invasoras, podem ser uma alternativa viável (REIS et al, 2003; BRIGIDA, 2014) no primeiro momento. Dentre as plantas exóticas, as gramíneas se destacam devido a sua rápida capacidade de estabelecimento e sistema radicular abundante, o qual ampliará o input de C ao solo via rizodeposições diversas e produção da necromassa (CARNEIRO et al., 2008). Além disso, a alta densidade de raízes das gramíneas também contribui para a formação e estabilização dos agregados pela aproximação das partículas e enlace mecânico das partículas do solo (BRANDÃO e SILVA, 2012).

Dentre as gramíneas, aquelas pertencentes ao gênero *Urochloa* tem sido consideradas mais efetivas e promissoras para a melhoria das condições físicas e estruturais do solo (REIS et al., 2014; STUMPF et al., 2016). Assim, com o intuito de estudarmos diferentes estratégias para viabilizar a revegetação de bacias de rejeito de bauxita, nosso estudo constituiu de duas hipóteses: i) O uso de condicionadores apenas não são suficientes para a reconstrução da estrutura do rejeito de bauxita, necessitando o uso das plantas e ii) A combinação do inóculo microbiano e o plantio de *Urochloa* proporciona maiores benefícios a estruturação do rejeito de bauxita lavado em relação à combinação de plantas com os outros condicionadores. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a combinação do uso de condicionadores e raízes de plantas de *Urochloa* para a reconstrução da estrutura de um rejeito de bauxita lavado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Rejeito de bauxita lavado e condicionadores

O substrato avaliado foi um rejeito de bauxita lavado proveniente de uma mineradora localizada em São Sebastião da Vargem Alegre-MG, Brasil (21°01'58"S, 42°35'8"W, 850 m elev.), pertencente a empresa Companhia Brasileira de Alumínio (CBA). Este material é produto do beneficiamento do minério bruto, por processos de britagem, peneiramento com lavagem para a separação de materiais grossos dos mais finos. O rejeito foi seco por centrifugação. Esses materiais mais finos são os que compõem o rejeito, como confirmado pela caracterização granulométrica (argila: 50 %; silte: 29 % e areia: 21 %). A caracterização química (DEFILIPPO e RIBEIRO, 1997) do rejeito indicou as seguintes características: pH

(H₂O): 4,92; P: 5 mg dm⁻³; K: 3 mg dm⁻³; NT: 0,21 g kg⁻¹; CT: 7,5 g kg⁻¹, Ca: 0,49 cmol_c dm⁻³; Mg: 0,12 cmol_c dm⁻³; Al: 0,0 cmol_c dm⁻³; H+Al: 1,9 cmol_c dm⁻³; CTC efetiva (t): 0,62 cmol_c dm⁻³; CTC_{pH7,0} (T): 2,52 cmol_c dm⁻³; Saturação por bases (V): 24,6 % e P remanescente (P-rem): 2,5 mg L⁻¹. O solo predominante do entorno da exploração mineral de bauxita foi o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (OLIVEIRA et al., 2017).

Os condicionadores avaliados foram ácido húmico de leonardita (AH), a poliácridamida (PAM), ácido esteárico (AE) e um inóculo de fungos micorrizicos arbusculares (INOC). O material utilizado como fonte de ácido húmico (Leonardita) foi um produto comercial com indicação de ser rico em ácidos húmicos, cuja composição informada era de 36,02 % de C; 3,43 % de H e 1,07 % de N. O PAM é um polímero sintético comercial de poliácridamida do tipo aniônico, de alto peso molecular (15 Mg mol⁻¹) e 35 % de densidade de carga (hidrólise) e utilizada normalmente para flocular e decantar os resíduos sólidos no tratamento de efluentes industriais (MARCELO, 2019). O AE foi um produto P.A. de laboratório, enquanto o INOC foi produzido pelo Laboratório de Associações Micorrizas do Instituto de Biotecnologia aplicada à Agropecuária (BIOAGRO) da Universidade Federal de Viçosa. O inoculante de fungos micorrizicos arbusculares (INOC) foi produzido pela técnica on farm, a multiplicação dos fungos micorrizas arbusculares foi realizada em substrato contendo composto, bagaço de cana-de-açúcar, vermiculita e solo rizosférico na proporção de 1:1:1:1 (v:v:v:v) usando o sorgo (*Sorghum sp.*) como espécie armadilha. Os teores de CT e NT do INOC foram 28 g kg⁻¹ e 2,3 g kg⁻¹, respectivamente

Instalação do experimento

O experimento foi montado em vasos em casa de vegetação na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa- MG, durante os meses de setembro de 2019 a janeiro de 2020.

O rejeito foi peneirado em peneira de malha 4 mm e uma subamostra de 7 kg, referente a cada unidade experimental, receberam aplicação de doses equivalentes a 1 t ha⁻¹ de CaCO₃ e 30 kg ha⁻¹ de gesso (CaSO₄). Este material foi incubado por 30 d com a umidade próxima a 70 % da capacidade de campo. Finalizada a incubação, os condicionadores, todos na forma sólida, foram misturados ao rejeito e colocados em vasos plásticos (8 dm³) com

drenagem livre. As doses dos condicionadores foram equivalentes a 5 g kg⁻¹ (AH e AE); 0,5 g kg⁻¹ (PAM) e 10 % (m:m) (INOC), em aplicação única.

O experimento foi montado em delineamento em blocos casualizados (DBC), em esquema fatorial 2 x 5, sendo o primeiro referente à presença e ausência de plantas (*Urochloa brizantha*) e o segundo associado aos condicionadores (sem condicionador, PAM, INOC, AH e AE), com quatro repetições.

A adubação dos substratos foi realizada via solução nas seguintes doses: 15 mg kg⁻¹ de N; 54 mg kg⁻¹ de P; 30 mg kg⁻¹ de K⁺; 7 mg kg⁻¹ de S; 0,32 mg kg⁻¹ de Cu; 0,75 mg kg⁻¹ de Zn; 0,16 mg kg⁻¹ de B; 0,24 mg kg⁻¹ de Fe; 0,70 mg kg⁻¹ de Mn e 28 mg kg⁻¹ de Mo.

Após a adubação, 50 sementes de *U. brizantha* foram plantadas em cada vaso, deixando-se 15 plantas por unidade experimental após 25 d da emergência. Nova adubação foi realizada 55 d após a semeadura, também via solução, nas seguintes doses: 100 mg kg⁻¹ de N; 300 mg kg⁻¹ de P; 75 mg kg⁻¹ de K⁺; 50 mg kg⁻¹ de Mg²⁺; 1,33 mg kg⁻¹ de Cu; 4 mg kg⁻¹ de Zn; 0,81 mg kg⁻¹ de B e 3,66 mg kg⁻¹ de Mn (NOVAIS, 1991). Além disso, após 95 d da semeadura foi realizado uma última adubação com apenas N, P e K nas mesmas doses utilizadas na segunda aplicação.

Ao final do experimento (133 d), amostras indeformadas e deformadas de substrato foram coletadas em cada unidade experimental. As amostras indeformadas foram coletadas com um amostrador do tipo Uhland na parte central do vaso com anéis cilíndricos de, aproximadamente, 5 cm de altura e diâmetro interno.

Análises realizadas

As amostras indeformadas foram utilizadas para a avaliação sequencial da microporosidade (Mi), após equilíbrio em mesa de tensão a 60 cm de sucção; e para a realização da resistência a penetração da raiz (RP) em penetrômetro de bancada operado em velocidade de 1 cm min⁻¹, após amostras permanecerem em equilíbrio, durante 48 h a 100 cm de sucção na mesa de tensão. Na sequência, as amostras foram levadas para estufa para permitir o cálculo da densidade aparente (D). A porosidade total (PT) foi obtida a partir dos valores de D e densidade de partículas, esta última determinada pelo método do balão volumétrico. A macroporosidade (Ma) foi calculada pela diferença entre PT e Mi. Todos os

procedimentos foram realizados segundo Embrapa (2017). A densidade aparente é um termo não muito utilizado atualmente para solo, mas como o estudo trata do rejeito de bauxita (substrato), o mesmo pode ser utilizado.

As amostras deformadas foram destinadas à avaliação da distribuição do tamanho dos agregados (via seca e via úmida), argila dispersa em água e teste de compressão uniaxial. O peneiramento seco foi utilizado para a avaliação da distribuição dos agregados em seis classes de diâmetro (4-2; 2-1; 1-0,5; 0,5-0,25; 0,5-0,105 e < 0,105 mm), após agitação de 15 min. Com os resultados obtidos foram calculados os índices diâmetro médio ponderado (DMP) e o diâmetro médio geométrico (DMG) (KEMPER & CHEPIL, 1965).

A avaliação da estabilidade de agregados via úmida foi avaliada segundo resistência dos agregados ao impacto da gota (MCCALLA, 1944; SMITH e CERMUDA, 1951; ANGULO, 1984; IMESON e VIS, 1984). Neste procedimento foram utilizados agregados de diâmetro entre 4,76-4,00 mm com umidade previamente equilibrada com uma sucção de 100 cm em mesa de tensão. Os agregados então foram individualmente submetidos ao impacto da gota, que foi aplicada na frequência de 1 gota por segundo, e deixada cair de uma altura de 30 cm. O dado registrado foi o número de gotas necessários para romper cada agregado e fazer com que seus resíduos atravessassem uma peneira de 2 mm, utilizada como suporte. O limite 300 gotas, se atingido, qualificava o agregado como resistente. Nesta determinação foram efetuadas 10 repetições de cada procedimento. Ao final foi calculado o coeficiente de resistência ao impacto da gota (G) expressa pela equação 1 (ANGULO, 1984):

$$G = 100 \sum_1^{10} g / 10gt \quad (\text{Equação 1})$$

Em que, g é o número de gotas que resistiu cada agregado e gt o número total de gotas estabelecidas como limite na análise (gt=300).

A argila dispersa em água (ADA) foi determinada pelo método da pipeta, após agitação lenta da amostra por 16 h a 50 rpm. Com os resultados de argila dispersa em água foi calculado o índice de floculação da argila (IF) pela expressão [100*(argila total-argila dispersa em água)/argila total)], expressa em % (EMBRAPA, 2017).

O teste de compressão uniaxial foi realizado em anéis de, aproximadamente 2,5 mm de altura e 7,5 mm de diâmetro interno. A massa de rejeito adicionada ao anel foi obtida a partir dos valores de volume do anel e da D. As amostras foram previamente saturadas por

capilaridade durante 24 h, e então submetidas ao potencial de -10 kPa na câmara de Richards por 48 h. Na sequência, as amostras foram submetidas, durante 10 min, às pressões 12,5, 25, 50, 100, 200, 400 e 800 kPa em um consolidômetro de bancada. Com os dados obtidos foram produzidas as curvas de compressão, a pressão aplicada em função da densidade aparente (REIS et al., 2014) para avaliação da pressão de pré-consolidação e o índice de compressão, conforme Casagrande (1936). A pressão de pré-consolidação e o índice de compressão foram determinados no ambiente de linguagem R utilizando o pacote *soilphysics* (SILVA e LIMA, 2015). O grau de compactação (GC) foi calculado ao final, pela relação da densidade aparente (D) e a densidade máxima obtida e correspondente à pressão de 200 kPa e na densidade na pressão de pré-consolidação (REICHERT et al., 2009; REIS et al., 2014).

Análise estatística

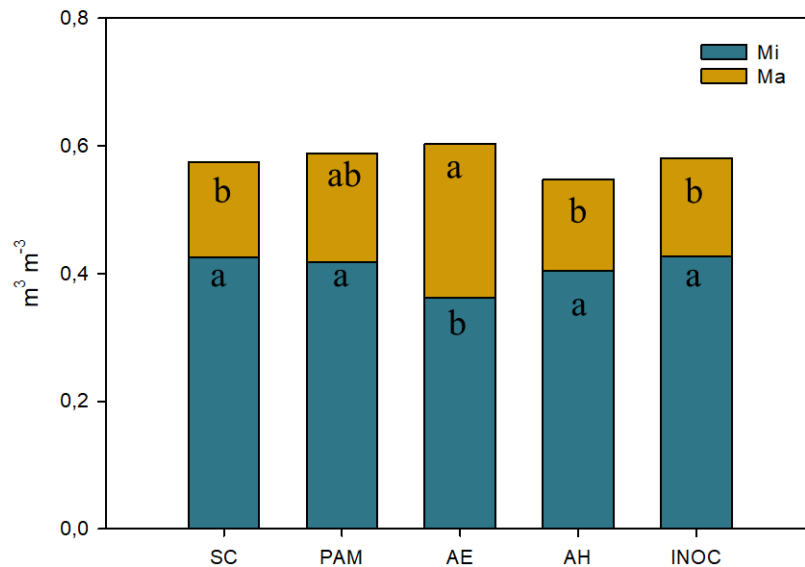
Os dados foram submetidos a análise das premissas da estatística paramétrica para normalidade e homocedasticidade por meio do teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando necessário foi realizada as transformações nas variáveis obtidas. Na sequência, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) pelo teste F ($P \leq 5\%$) e as médias dos tratamentos comparadas por meio do Teste de Tukey ($P \leq 5\%$). Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente de linguagem R usando o pacote ExpDes.pt (FERREIRA et al., 2018) e os gráficos confeccionados no software SigmaPlot® 14.0.

3. RESULTADOS

Macroporosidade, microporosidade e porosidade total

Não se observou interação significativa entre o fator planta e condicionador para a porosidade total, macro e microporosidade do substrato. Os tratamentos testados não proporcionaram alterações na porosidade total, que variou entre 0,57 a 0,62 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ (média = 0,58 $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$). A macro e microporosidade foram afetadas apenas pelo condicionador (Figura 1). A quantidade de microporos supera a de macroporos. Ganhos de macroporosidade em relação ao tratamento sem condicionador foram conseguidos apenas com o uso do ácido esteárico ($p > 0,05$) (Figura 1).

Figura 1 - Macroporosidade (Ma) e microporosidade (Mi) do rejeito de mineração de bauxita após adição dos condicionadores poliácridamida (PAM), ácido esteárico (AE), ácido húmico (AH) e inóculo de microrganismos (INOC), além do tratamento sem condicionador (SC). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).



Fonte: Autora.

Distribuição do tamanho dos agregados e índices de agregação

Não foi observado interação entre o fator planta e condicionador para distribuição do tamanho dos agregados, IF, DMP e DMG.

A avaliação da estabilidade dos agregados no rejeito de mineração, por peneiramento a seco (Tabela 1), indica o predomínio (90 a 94%) da classe de diâmetro entre 4 e 2 mm em todos os ensaios, não evidenciando efeito dos condicionadores. Não se verificou efeito da presença de plantas sobre os agregados, salvo na classe de diâmetro $< 0,105$ mm, em que o cultivo proporcionou maior proporção desses agregados em relação à ausência de plantas ($p < 0,05$).

Efeito dos condicionadores adicionados afetaram a distribuição de agregados em classes de diâmetro menores do que 1 mm. De uma forma geral, maior quantidade de agregados menores (< 1 mm) foram verificados especialmente nos tratamentos sem

condicionador e INOC. Por outro lado, menor proporção desses agregados foram associados ao uso do ácido esteárico.

Tabela 1 – Distribuição em classe de tamanho de agregados de um rejeito de mineração de bauxita após adição de condicionadores poliacrilamida (PAM), ácido esteárico (AE), ácido húmico (AH) e inóculo de microrganismos (INOC) além do rejeito sem condicionador (SC). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Condi- cacio- nadores	Classes de tamanhos dos agregados (%)					
	4-2 mm	2-1 mm	1-0,5 mm	0,5-0,25 mm	0,25-0,105 mm	<0,105 mm
SC	91	2,7	1,4a	1,8a	1,7a	1,8a
PAM	94	2,7	0,7ab	0,8c	0,9b	1,1ab
AE	94	2,7	0,7b	0,9bc	0,8b	0,9b
AH	93	2,9	0,7b	0,9 bc	0,9b	1,3ab
INOC	90	2,9	1,2ab	1,5ab	1,7a	1,6ab
CV (%)	3,12	47,4	49,27	36,85	37,1	36,41

Fonte: Autora.

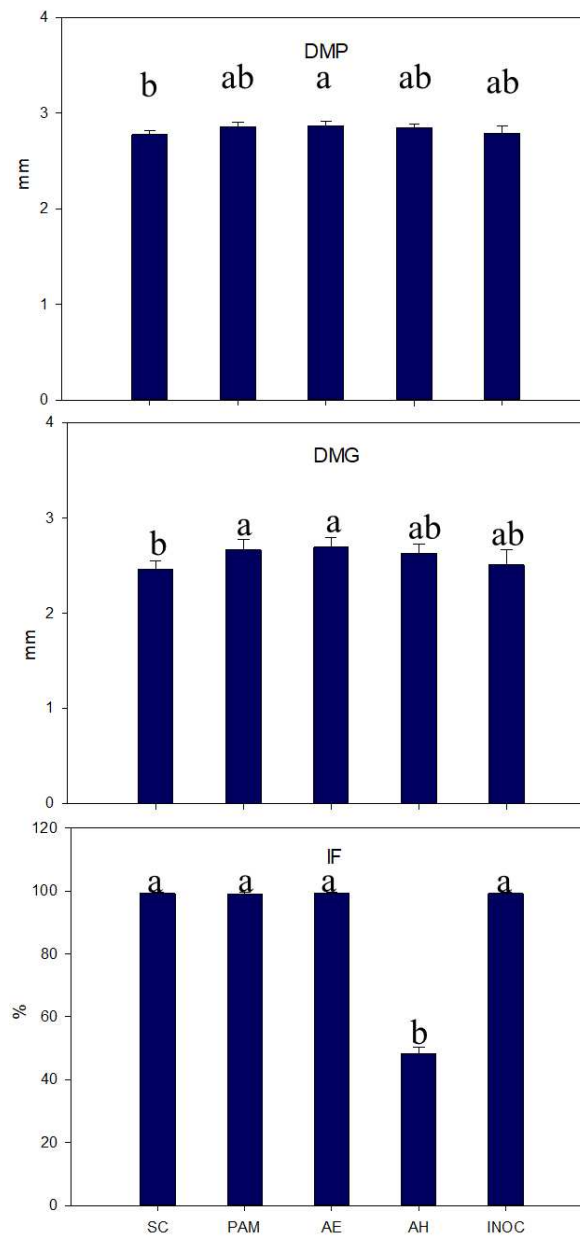
O uso de condicionadores alterou os índices de agregação do rejeito ($p < 0,05$) em relação ao tratamento sem condicionador (Figura 2). O índice DMP foi incrementado no rejeito com o uso do ácido esteárico, e o DMG com o ácido esteárico e com o PAM.

O uso dos condicionadores não alterou a condição de floculação da argila do rejeito, à exceção quando se utilizou o ácido húmico. Esse condicionador foi responsável por reduzir o índice de floculação do rejeito, promovendo a dispersão de praticamente metade da fração argila do material (Figura 2).

A estabilidade de agregados também foi avaliada neste estudo via resistência frente ao impacto da gota. Com os dados do tempo que cada agregado resistiu ao impacto, foram calculados os coeficientes de resistência dos agregados ao impacto da gota (G), que varia entre 0 e 100, sendo que quanto mais próximos de 100, maior a estabilidade dos agregados.

Na avaliação dos valores do G foi diagnosticado o efeito da interação ($p < 0,05$) planta e condicionador (Figura 3). O uso de plantas aumentou o valor de G do rejeito, portanto, conferiu maior estabilidade, quando se utilizou os condicionadores PAM e AH. Os demais condicionadores (INOC e AE) não foram afetados pela planta.

Figura 2 – Avaliação da estabilidade de agregados e dispersão da argila de acordo com os índices Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice flocação (IF) do rejeito de mineração de bauxita após adição dos condicionadores poliacrilamida (PAM), ácido esteárico (AE), ácido húmico (AH) e inóculo de microrganismos (INOC), além do tratamento sem condicionador (SC). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

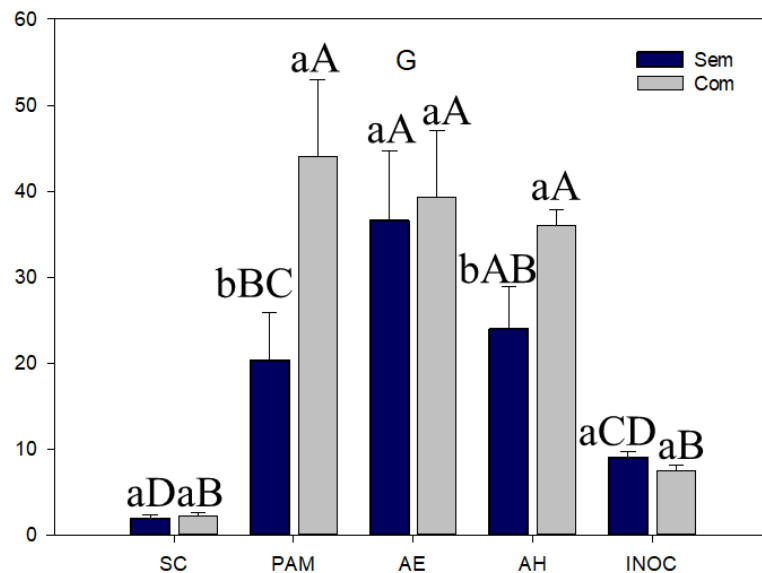


Fonte: Autora.

Na ausência do cultivo, o uso do ácido esteárico conferiu maior resistência aos agregados do rejeito de mineração, seguido pelo AH e PAM. Quando se utilizou plantas, a estabilidade de agregados foi aumentada com o uso do PAM, AE e AH. Neste caso sugere-se que estes condicionadores têm capacidade de incrementar a resistência dos agregados na presença das plantas.

Os resultados dos dois métodos de avaliação da estabilidade de agregados apresentam certa convergência, com superioridade dos condicionadores PAM, AE e AH na estabilização dos agregados em relação ao INOC.

Figura 3- Coeficiente de resistência ao impacto da gota (G) do rejeito de mineração de bauxita cultivados (com) ou não (sem) com *Urochloa brizantha* e após a adição dos condicionadores poliacrilamida (PAM), ácido esteárico (AE), ácido húmico (AH) e inóculo de microrganismos (INOC), além do tratamento sem condicionador (SC). Letras minúsculas comparam o fator planta dentro de cada condicionador e letras maiúsculas comparam os condicionadores entre si dentro da mesma situação de cultivo. Médias seguidas pela mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

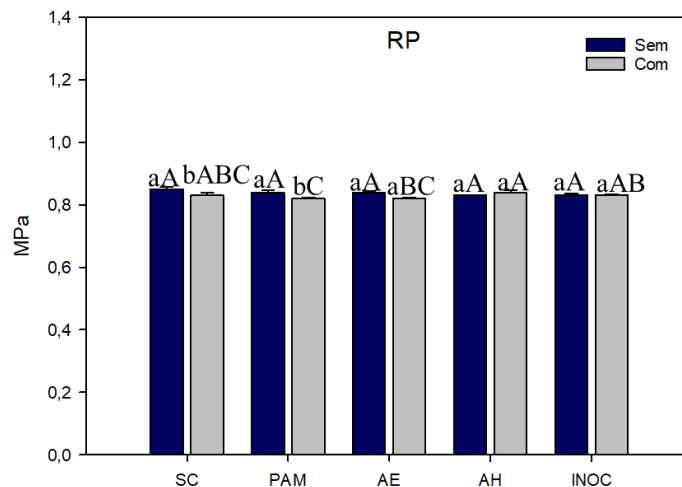


Fonte: Autora.

Resistência a penetração e compressão uniaxial do rejeito de mineração

A resistência do rejeito à penetração de uma haste metálica foi utilizada como forma de se avaliar a resistência à penetração (RP) das raízes. O valor médio de RP foi influenciado pelos tratamentos (Figura 4). Na ausência de plantas não se verificou diferenças entre os condicionadores quanto aos valores de RP. Entretanto foi diagnosticado incremento ($p < 0,05$) da variável quando se utilizou PAM em relação ao tratamento cultivado, de forma semelhante que no tratamento sem condicionador. Na presença de plantas, a menor resistência à penetração entre os condicionadores foi observada com o uso do PAM e AE.

Figura 4 - Valores médios de resistência a penetração (RP) em rejeito de mineração de bauxita cultivados (com) ou não (sem) com *Urochloa brizantha* e após a adição dos condicionadores poliácridamida (PAM), ácido esteárico (AE), ácido húmico (AH) e inóculo de microrganismos (INOC), além do tratamento sem condicionador (SC). Letras minúsculas comparam o fator planta dentro de cada condicionador e letras maiúsculas comparam os condicionadores entre si dentro da mesma situação de cultivo. Médias seguidas pela mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

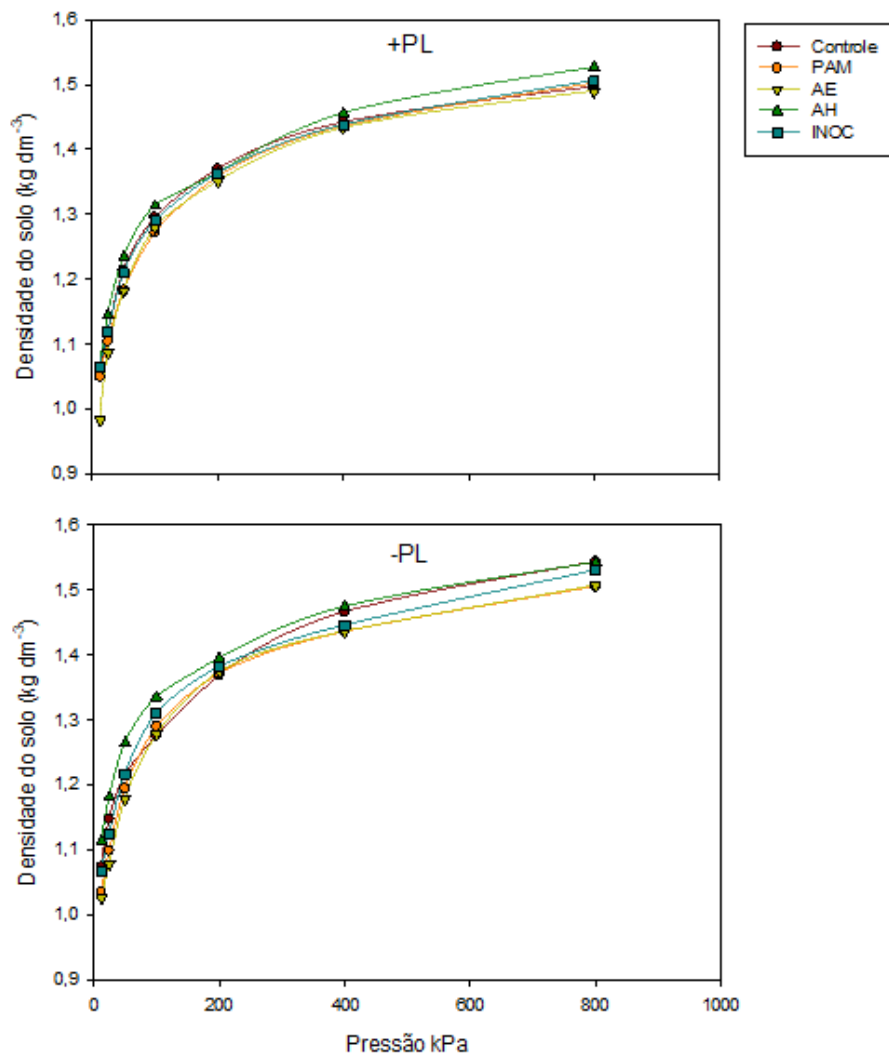


Fonte: Autora.

A curva de compressão uniaxial relaciona a densidade aparente com as pressões aplicadas no ensaio e pode ser utilizada para entender o processo de compactação ou mesmo alterações na sua qualidade estrutural. A curva permite a obtenção do valor da pressão de pré-consolidação (σ_p) e do índice de compressão (IC).

A curva de compressão uniaxial indicou incremento da densidade aparente com o aumento da pressão aplicada, salvo quando se utilizou o ácido húmico (Figura 5).

Figura 5 - Curvas de compressão uniaxial de rejeito de mineração de bauxita com plantas (+PL) e sem plantas (-PL) e adição de condicionadores (sem condicionador, PAM- poliácridamida, AE- ácido esteárico, AH- ácido húmico e INOC- inóculo).



Fonte: Autora.

Os valores médios de densidade aparente dos rejeitos ao final do ensaio e a mesma densidade atingida para cada pressão aplicada são indicados na Tabela 2, bem como o índice de compressão e o grau de compactação na pressão de 200 kPa e na pressão de pré-consolidação. Não se verificou efeito dos condicionadores na densidade do substrato, cujos valores variaram entre 0,91 e 1,05 kg dm⁻³ (Tabela 2). Quando se promoveu a aplicação das cargas verificou-se comportamento diferenciado entre condicionadores, à exceção no uso da pressão de 200 kPa. Porém, nessa pressão, foi observada o efeito da planta, onde o rejeito sem planta apresentou densidade aparente significativamente maior em relação ao tratamento com planta. Na pressão de 800 kPa também se observou o efeito da planta na densidade do substrato, com a maior densidade sendo observada no rejeito não cultivado.

Até a pressão de 50 kPa, o uso do ácido esteárico foi o que proporcionou menor incremento da densidade aparente do rejeito em relação ao rejeito sem condicionador (Tabela 2). Por outro lado, o ácido húmico acarretou no incremento desta mesma densidade.

Não se verificou influência do uso dos condicionadores e planta no índice de compressão (IC) e no grau de compactação na pressão de 200 kPa (GC200) (Tabela 2).

O grau de compactação na pressão de pré-consolidação (GC σ_p) foi reduzido em relação ao sem condicionador apenas com o uso do ácido esteárico (Tabela 2).

Os tratamentos afetaram a pressão de pré-consolidação dos rejeitos de mineração de bauxita (Figura 6). O cultivo aumentou ($p < 0,05$) a pressão de pré-consolidação em relação à ausência de plantas quando foram utilizados os condicionadores ácido esteárico e ácido húmico. Nos demais condicionadores, o cultivo não proporcionou efeito.

Na ausência de plantas, apenas o uso do PAM foi capaz de aumentar o valor de σ_p do rejeito em relação ao tratamento sem condicionador. Com o cultivo, o condicionador capaz de incrementar a σ_p foi o ácido esteárico.

A resistência à penetração e o ensaio de compressão são indicadores frequentemente relacionados à compactação. As duas avaliações indicaram que o ácido húmico foi o condicionador que menos contribuiu para a reconstrução da estrutura do rejeito, apresentando maior tendência de gerar sua compactação.

Tabela 2 - Densidade aparente de rejeito de mineração de bauxita antes e após a aplicação de cargas em consolidômetro na presença e ausência de cultivo (COM: com cultivo de plantas; SEM: sem cultivo de plantas) e após a adição de diferentes condicionadores (SC- sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico, INOC: Inóculo). Médias seguidas pela mesma letra maiúscula não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

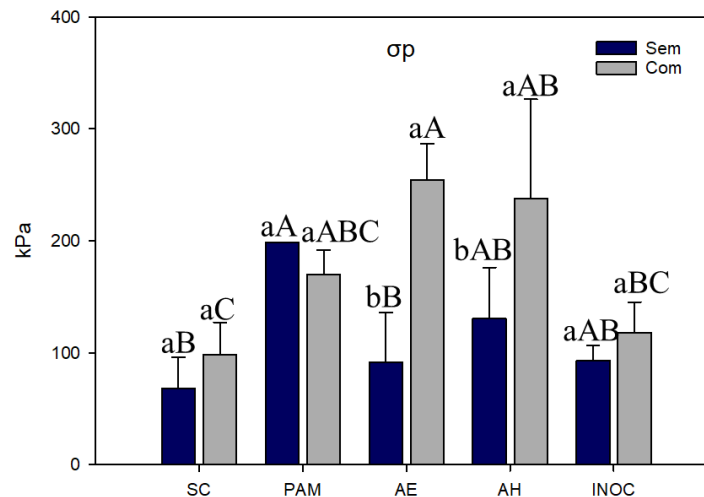
Ds	Densidade aparente após pressões aplicadas (kPa)							IC	GC200	GC σ p	
	12,5	25	50	100	200	400	800				
----- kg dm ⁻³ -----							----- % -----				
Controle	1,00	1,06 ab	1,13 ab	1,21 b	1,28 b	1,36	1,45 ab	1,52 ab	0,17	73,22	85,70 a
PAM	0,95	1,04 bc	1,10 bc	1,18 bc	1,28 b	1,36	1,44 ab	1,50 b	0,16	69,54	72,51 bc
AE	0,91	1,00 c	1,08 c	1,18 c	1,28 b	1,36	1,43 b	1,49 b	0,15	66,87	70,11 c
AH	1,05	1,08 a	1,16 a	1,24 a	1,32 a	1,37	1,46 a	1,53 a	0,17	76,42	83,65 ab
INOC	1,02	1,06 ab	1,12 abc	1,21 b	1,29 ab	1,37	1,45 ab	1,52 ab	0,17	74,68	86,03 a
COM					1,36 b		1,50 b				
SEM					1,37 a		1,52 a				
CV (%)	2,97	2,58	1,76	1,29	1,11	1,4	1,34	7,56	5,16	10,55	

Fonte: Autora.

IC: Índice de compressão; GC200: grau de compactação na pressão de 200 kPa; GC σ p: grau de compactação na pressão de pre-consolidação

Ds: densidade aparente do rejeito de mineração

Figura 6 - Pressão de pré-consolidação do rejeito de mineração de bauxita após adição condicionadores (sem condicionador, PAM-poliacrilamida, AE-ácido esteárico, AH-ácido húmico, INOC- inóculo de microrganismos) e cultivado (com) ou não (sem) com *Urochloa brizantha*. Letras minúsculas comparam o fator planta dentro de cada condicionador e as letras maiúsculas comparam os condicionadores entre si. Médias seguidas pela mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.



Fonte: Autora.

4. DISCUSSÃO

No presente estudo, a porosidade total do rejeito não foi afetada pelos tratamentos (Figura 1). Na avaliação da macroporosidade e microporosidade do rejeito observou-se diferenças entre os condicionadores, mas sempre havendo predomínio de microporos. Isto se justifica pelo predomínio de material fino e ausência de estrutura prévia do rejeito, e é coerente com o predomínio de criptoporos (diâmetro $<0,2 \mu\text{m}$) verificado por Guimarães et al. (2018) em rejeitos de lavagem de bauxita, mesmo após práticas da calagem, adubação e de revegetação por mais de uma década.

Em um material fino (mais de 80 % de argila e silte) e sem estrutura, o aumento da macroporosidade pode significar ganhos na qualidade de estrutura do material.

A média da porosidade total ($n=40$) do rejeito foi de $0,58 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, sendo $0,41 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (71 %) de microporos e $0,17 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ de macroporos. Embora os valores de porosidade total

estejam dentro do intervalo considerado adequado ($0,30$ a $0,70 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) para o desenvolvimento das culturas (LIMA et al., 2012), o baixo percentual de macroporos é preocupante.

De acordo com os resultados obtidos, os condicionadores PAM, AH e INOC não foram capazes de aumentar a macroporosidade do rejeito, apenas o uso do ácido esteárico.

O efeito do cultivo da *Urochloa* era esperado principalmente na macroporosidade pois, por se tratar de uma gramínea, sua alta densidade de raízes normalmente é associada a uma reorganização dos poros com o seu crescimento e morte, ou seja, na formação de bioporos (STUMPF et al., 2016). No entanto, tal fato não foi observado em nenhum dos condicionadores aplicados (Figura 1), possivelmente poderia ser observado após mais ciclos de cultivo.

A maioria das plantas cresce satisfatoriamente seu sistema radicular quando a porcentagem de macroporos está acima de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (GUPTA e ALLMARAS, 1987; GONTIJO et al., 2008). Desta forma, a baixa macroporosidade não afetou o crescimento da *Urochloa*.

O maior microporosidade do rejeito é explicada pela sua própria granulometria, constituída basicamente de silte e argila, a qual pode ter influenciado a densidade desse material, tendo em vista não ter havido influência dos condicionadores nesta variável (Tabela 2).

A estabilidade de agregados é um elemento-chave para a saúde e qualidade do solo, podendo assim ser utilizado como um indicador de recuperação ou degradação de substratos para plantas (MAMEDOV et al., 2017). Os dados obtidos de distribuição dos agregados revelaram predomínio de agregados de 4 a 2 mm, sem qualquer efeito dos condicionadores utilizados nesta classe de tamanho. Efeito dos condicionadores foi observado nas classes de menor diâmetro, com destaque para AE e PAM, que apresentaram menor proporção desses pequenos agregados, sugerindo assim sua contribuição no tamanho médio dos mesmos.

A capacidade do ácido esteárico de incrementar o tamanho médio dos agregados pode ser associada também à diminuição de microporos com este condicionador. Este efeito, verificado no peneiramento seco, faz com que a distribuição de poros entre partículas se desloque em direção a um número maior de poros maiores (MAMEDOV et al., 2010).

A maior estabilidade de agregados foi também proporcionada pelo ácido esteárico em relação ao rejeito sem condicionador se levarmos em consideração os índices DMG e DMP. Maiores valores desses índices são indicativos de predominância de agregados maiores e mais estáveis sobre as frações menores menos estáveis (UMBUFE et al., 2005). Neste quesito do aumento do tamanho médio dos agregados foi observado pelo uso do PAM.

A formação de macroagregados no solo é muitas vezes dependente dos teores de carbono do solo, entretanto, o rejeito é desprovido de quantidades expressivas de matéria orgânica. O modelo hierárquico para classificar os agregados do solo foi proposto por Tisdall e Oades (1982) onde, os autores sugeriram que, os agregados maiores são formados de unidade menores, que são ainda compostos de agregados ainda menores. Segundo esse modelo, primeiro seriam formados microagregados (2-20 μm) pela união das partículas de argila por agentes de ligação inorgânicas (óxidos, ions metálicos, aluminossilicatos) e orgânicas (substâncias húmicas, polissacarídeos). Esses microagregados seriam então unidos em microagregados maiores (20-250 μm) pela ação de raízes de plantas, pêlos radiculares e hifas fúngicas. E, finalmente, os macroagregados (>250 μm) seriam então formados pela união desses microagregados, tendo como agente de ligação compostos como polissacarídeos e poliuronídeos (COSTA et al., 2018). Essa ordem hierárquica, foi identificada em solos onde a matéria orgânica foi o principal agente de ligação (RABOT et al., 2018).

A formação de agregados maiores é também facilitada por gramíneas, devido ao seu abundante sistema radicular e a constante renovação e decomposição de tecidos após colheita ou manejo da cultura (STUMPF et al., 2016b). Porém, neste trabalho, não se observou efeito das plantas na classe de diâmetro >0,25 mm (macroagregados).

Parece mais razoável supor que a formação de agregados maiores tenha sido provocada por fatores físicos, a exemplo, de ciclos de umedecimento e secagem, que resulta em agregados de estabilidade reduzida (UMBUFE et al., 2005), tendo em vista que os agregados do tratamento controle apresentaram baixa resistência ao impacto da gota (Figura 4).

A estabilidade de agregados avaliada pelo impacto da gota revelou que o uso dos condicionadores PAM, AE e AH e planta foram capazes de proporcionar agregados mais resistentes (Figura 4). Uma grande diferença no efeito de condicionador na presença e

ausência de plantas foi verificado para o PAM, indicando menor eficácia do produto no rejeito sem planta. Uma das razões para isto é a possibilidade de a biomassa microbiana, na ausência de material orgânico, ter usado o próprio condicionador como fonte de carbono, levando a sua degradação, mesmo que Entry et al. (2008) tenha estimado uma taxa de degradação do PAM de 10% ao ano.

O uso de inóculo de microrganismos não foi capaz de contribuir na estabilidade de agregados ao impacto da gota. Era uma expectativa que este condicionador apresentasse melhores resultados, em face da intensificação da atividade microbiológica cujos produtos (polissacarídeos) e hifas são conhecidos agentes de ligação e cimentação (WANG et al., 2017).

A poliacrilamida aniônica (PAM) era outro condicionador tido como promissor neste estudo. Trata-se de um polímero linear sintetizado a partir de propileno petroquímico (LENTZ, 2015), e que vem sendo utilizado na agricultura como condicionador do solo em áreas de irrigação por sulcos (MA et al., 2019) e para a melhoria das condições físicas dos solos, como propriedades hidráulicas, taxa de infiltração, aeração, penetração radicular e estabilidade de agregados, aumentando assim o estabelecimento e a taxa de crescimento das plantas (WU et al., 2012).

A eficácia deste polímero na estabilidade dos agregados está relacionada a vários fatores sendo os mais citados na literatura, a estabilidade inerente dos agregados, tamanho dos agregados, teor de argila, silte e matéria orgânica, mineralogia da fração argila, teor de sais dissolvidos (MAMEDOV et al., 2010; LEE et al., 2015, WU et al., 2012, TIAN et al., 2019). O rejeito de mineração de bauxita apresenta alguns requisitos que facilitam o aumento da estabilidade de agregados com o uso do PAM, como o alto teor de argila e silte e baixo teor de matéria orgânica e agregados grandes.

O efeito do ácido esteárico na estabilização dos agregados deve-se à sua natureza hidrofóbica, pois reduz a absorção de água pelo agregado, tornando-o menos susceptível à desagregação (Bastos et al., 2005).

O uso do ácido húmico proporcionou a dispersão de argilas (Figura 2), o que compromete a recomendação de seu uso. Maior teor de argila dispersa em água é um indicador da erodibilidade do material, remetendo a uma maior desagregação e, por sua vez,

a maior transporte de sedimentos. Embora fosse esperado que a maior recalcitrância dessas substâncias húmicas conferisse maior proteção física do substrato (BRONICK e LAL, 2005) por conta dos grupos funcionais hidrofóbicos que formam um revestimento repelente à água no exterior dos agregados, proporcionando maior resistência à infiltração e desagregação (PICOLLO e MBAGWU, 1994; UMBUFE et al., 2005), isto não se verificou. O efeito dispersante do ácido húmico pode ser associado ao aumento de cargas negativas do material e mesmo outras propriedades não analisadas neste material que, diferentemente de outros utilizados na literatura, é proveniente da leonardita, uma forma oxidada de carvão lignito (SUGIER et al., 2013).

A resistência à penetração e as curvas de compressão uniaxial têm sido utilizadas em estudos de recuperação de áreas de mineração de carvão após a reconstrução do solo com uso de plantas de cobertura (LIMA et al., 2012; REIS et al., 2014; STUMPF et al., 2016) e na avaliação da revegetação de rejeitos da lavagem da bauxita (GUIMARÃES et al., 2018). Neste estudo, observou-se que os valores de RP atingidos em todos os tratamentos na umidade avaliada, incluindo o controle, não foram fator limitante para o crescimento radicular, uma vez que todos apresentaram $RP < 2$ MPa, limite normalmente considerado como impeditivo ao crescimento radicular (BLAINSKI et al., 2008; STEFANOSKI et al., 2013). Uma razão para a baixa RP pode ser associada aos baixos valores de densidade aparente do rejeito, variáveis que são diretamente associadas. A resistência a penetração diminui com a densidade do substrato por haver a redução da área de contato entre partículas que resistem ao movimento e à deformação ao redor do objeto penetrante (BUCHANAN et al., 2010).

Os resultados obtidos indicaram que o rejeito não cultivado apresentou maior valor de RP, principalmente quando não se utilizou condicionador. Portanto, ao menos em parte, isso demonstra a importância das plantas e dos condicionadores em reduzir a resistência à penetração. Quando se utilizou do cultivo de plantas, menor resistência à penetração foi conseguida com o ácido esteárico e PAM, os mesmos condicionadores associados a maiores agregados.

A susceptibilidade à compactação do rejeito com a adição de ácido húmico foi perceptível nas curvas de compressão do solo. Este resultado contrasta com o que

normalmente é encontrado na literatura para solos. Um dos fatores que afetam a compressão é a compactação inicial, ou a densidade aparente do material. Quanto maior o estado de compactação, menor será a deformação após a aplicação de uma pressão por estar próximo a sua densidade máxima, apresentando menor susceptibilidade à compactação (SUZUKI, 2008). O tratamento com ácido húmico foi o que apresentou a maior densidade em relação aos outros condicionadores, mas foi também o que apresentou maior incremento da densidade após aplicação das pressões. Uma possível explicação para este fato deve-se à capacidade desse condicionador adsorver mais água aumentando a lubrificação das partículas do solo, o que pode ter acarretado a maior deformação.

O índice de compressão (IC) é um indicador frequentemente associado à susceptibilidade de solos à compactação (KELLER et al., 2011; LIMA et al., 2012). Os condicionadores utilizados não influenciaram nos valores de IC do rejeito (Tabela 2), que variaram de 0,15 a 0,17. Esses valores indicam baixa susceptibilidade do rejeito à compactação, entretanto, este é um conceito normalmente utilizado para solos. Usando ainda o solo como comparativo, era de se esperar que a textura mais fina do rejeito tendesse a favorecer a susceptibilidade a compactação com a pressão pela maior proximidade as partículas. Entretanto isto não foi observado neste trabalho.

A pressão de preconsolidação (σ_p) representa a capacidade de suporte do solo, ou seja, a pressão que uma vez exercida sobre o solo causa uma compactação adicional. Aqui mais uma vez busca-se utilizar o mesmo princípio no rejeito de mineração. A adição de ácido esteárico e ácido húmico em associação com o cultivo da gramínea aumentou a capacidade de suporte do rejeito. Destaque deve ser dado ao ácido esteárico, condicionador que proporcionou a obtenção de maiores valores de pressão de pré-consolidação tanto no rejeito cultivado como não cultivado. Este efeito do ácido esteárico soma-se a outros efeitos benéficos da adição deste condicionador no rejeito, em especial os incrementos em macroporosidade total e redução da densidade aparente com as pressões crescentes aplicadas.

O grau de compactação (GC) é definido como a razão entre a densidade do solo e a sua densidade máxima, este último assumido como a máxima compactação que um solo pode experimentar em condições de campo (Rabot et al., 2018). O GC expressa a compactação relativa do solo e tem sido útil e sensível para identificar alterações em propriedades físicas

como a condutividade hidráulica do solo saturada e a macroporosidade (Reichert et al., 2009; Lima et al., 2012). Neste estudo, o GC foi calculado para as densidades na pressão de 200 kPa (GC₂₀₀) e na pressão de preconsolidação (GC_{σp}). Na carga de 200 kPa não se verificou efeito dos condicionadores, mas apenas da presença ou ausência do cultivo. Entretanto, tal diferença em termos práticos apresenta pouca relevância. Já na avaliação da GC_{σp}, novamente ganha destaque o uso do ácido esteárico como o condicionador que proporcionou o menor grau de compactação do rejeito.

5. CONCLUSÕES

O uso de condicionadores, principalmente AE, PAM e AH associados ao cultivo de *Urochloa brizantha* se mostraram promissores na estabilização dos agregados do rejeito de mineração de bauxita.

Nas condições do experimento, o inóculo de fungos micorrizas arbusculares associado ao cultivo de plantas não contribui para a reconstrução da estrutura do rejeito.

O PAM e, principalmente, o ácido esteárico foram os condicionadores que mais favoreceram a qualidade física do rejeito de mineração de bauxita. O AH de leonardita deve ser utilizado como cautela, tendo em vista sua capacidade em dispersar a argila.

REFERÊNCIAS

- ÂNGULO, R. J.; ROLLOF, G.; SOUZA, M. L. P. Correlação entre diferentes formas de determinação e representação da estabilidade e resistência dos agregados do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 7-12, 1984.
- BANNING, N. C. et al. Amendment of bauxite residue sand can alleviate constraints to plant establishment and nutrients cycling in a water limited environment. **Ecological Engineering**, v. 62, p. 179-187, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.034>. Acesso em 19 jun. 2020.
- BASTOS, R. S. Formação e estabilização de agregados do solo influenciados por ciclos de umedecimento e secagem após adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 21-31, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000100003>. Acesso em: 15 jul. 2020.
- BLAINSKI, E. et al. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo à penetração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 975-983, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300007>.
- BRANDÃO, E.D., SILVA, I.F. Formação e estabilização de agregados pelo sistema radicular de braquiária em um Nitossolo vermelho. **Ciência rural**, v. 42, p. 1193-1199, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782012000700009>. Acesso em 10 ago. 2020.
- BRIGIDA, M. B. S. **Uso do composto orgânico e espécies vegetais para condicionamento de rejeito de beneficiamento de minério de ferro**. 2014. Dissertação (Mestrado em solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>. Acesso em 1 jun. 2020.
- BUCHANAN, S. J. et al. Influence of texture in bauxite residues on void ratio, water holding characteristics, and penetration resistance. **Geoderma**, v. 158, p. 421-426, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.06.016>. Acesso em: 20 jul. 2020
- CAPRONI, A. L. et al. Ocorrência de Fungos Micorrízicos Arbusculares em resíduo da mineração de bauxita revegetado com espécies arbóreas. **Acta Botanica Brasileira**, v. 21, p. 99-106, 2007. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000100009>. Acesso em 10 ago. 2020.
- CARAVACA, F. et al. Formation of stable aggregates in rhizosphere soil of *Juniperus oxycedrus*: effect of AM fungi and organic amendments. **Applied Soil Ecology**, v. 33, p. 30-38, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.09.001>. Acesso em 24 jun. 2020.
- CARNEIRO, M. A. C. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronossequências de reabilitação após mineração de bauxita. **Revista**

Brasileira de Ciência do solo, v. 32, p. 621-632, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200017>. Acesso em 14 jul. 2020.

CASAGRANDE, A. **The determination of the pre-consolidation load and its practical significance**. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING, D-34, 1936, Cambridge. Proceedings... Cambridge, Harvard University, 1936. p. 60-64.

CONTIJO, I. et al. Atributos físico-hídricos de um Latossolo de cerrado em diferentes posições de amostragem na lavoura cafeeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2227-2234, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600002>. Acesso em: 10 jun. 2020.

COSTA, O. Y. A.; RAAIJMAKERS, J. K.; KURAMAE, E. E. Microbial extracellular Polymeric substances: Ecological function and impact on soil aggregation and impact on soil aggregation. **Frontiers Microbiology**, v. 9, p. 1-14, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01636>. Acesso em: 12 jul. 2020.

DEFILIPPO, B. V.; RIBEIRO, A. C. **Análise química do solo**. 2o ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 1997, 25 p.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise do solo**. 3 ed. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Brasília, DF: Embrapa solos, 2017. 574p.

ENTRY, J. A.; SOJKA, R. E.; Hicks, B. J. Carbon and nitrogen stable isotope ratios can estimate anionic polyacrylamide degradation in soil. **Geoderma**, v. 145, p. 8– 16, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.12.015>. Acesso em 14 jun. 2020.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; MAINTAINER, D. A. N. **ExpDes - Pacote Experimental Designs**. Versão 1.2.0, 2018 (Pacote software R).

GONÇALVES, S. G. et al. Efeito de aditivos no comportamento reológico do rejeito de bauxita. **Cerâmica**, v. 61, p. 1-5, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0366-69132015613571808>. Acesso em 10 jul. 2020.

GUIMARÃES, L. P. O. P. et al. Physical quality of bauxite tailing after a decade of environmental recovery. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, p. 192:200, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180022>. Acesso em 5 ago. 2020.

GUPTA, S. C.; ALLMARAS, R. R. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. **Advances in Soil Science**, v. 6, p. 5-10, 1987. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015>. Acesso em: 14 jul. 2020.

IMESON, A. C.; VIS, M. Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion. **Geoderma**, v. 34, p. 185-200, 1984. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(84\)90038-7](https://doi.org/10.1016/0016-7061(84)90038-7). Acesso em: 1 jul. 2020

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Relatório anual de atividades junho de 2018 a junho de 2019**. Disponível em: <http://portaldaminerao.com.br/ibram/wp-content/uploads/2019/07/relatorio-anual-2018-2019.pdf>. Acesso em 5 jun. 2020.

- KELLER, T. et al. Analysis of soil compression curves from uniaxial confined compression tests. **Geoderma**, v. 163, p. 13-23, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.006>. Acesso em 7 jun. 2020.
- LEE, S. S. et al. Synergy effects of biochar and polyacrylamide on plants growth and soil erosion control. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, p. 2463-2473, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4262-5>. Acesso em 19 ago. 2020.
- LEI, K.; PAN, H.; LIN, C. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 320-325, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.080>. Acesso em 13 jul. 2020.
- LENTZ, R. D. Polyacrylamide and biopolymer effects on flocculation, aggregate stability and water seepage in a silt loam. **Geoderma**, v. 241-242, p. 289-294, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.019>. Acesso em 5 ago. 2020.
- LIMA, C.L.R. et al. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 190-195, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.06.006>. Acesso em: 15 jul. 2020.
- MA, B et al. Exploring soil amendment strategies with polyacrylamide to improve soil health and oat production in a dryland farming ecosystem: one-time versus repeated annual application. **Land degradation and Development**, v. 31, p. 1176-1192, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.3482>. Acesso em: 5 jun. 2020.
- MAMEDOV, A. I.; WAGNER, L. E.; HUANG, C.; NORTON, L. D.; LEVY, G. J. Polyacrylamide effects on aggregate and structure stability of soils with different clay mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, 74:1720-1732, 2010. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0279>.
- MAMEDOV, H. I. et al. Aggregate stability and water retention near saturation characteristics as affected by soil texture, aggregate size and polyacrylamide application. **Land Degradation & Development**, v. 28, p. 543-552, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2509>. Acesso em 15 jul. 2020.
- MARCELO, V.F. **Uso de condicionador de baixo impacto ambiental para melhoria da qualidade de solos coesos de Pernambuco**. 2019. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e meio ambiente), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.
- McCALLA, T. M. Water-drop method of determining stability of soil Structure. **Soil Science**, v. 68, p. 117-21, 1944.
- OLIVEIRA, D. M. S. et al. Carbon fluxes from different pools in a mined area under reclamation in Minas Gerais state, Brazil. **Land degradation e development**, v. 28, p. 507-514, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2601>. Acesso em: 14 jun. 2020.
- PICCOLO, A.; MBAGWU, J. S. C. Humic substances and surfactants effects on the stability of two tropical soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 950-955, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030044x>. Acesso em 15 ago. 2020.

- RABOT, R et al. Soil structure as an indicator of soils functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122-137, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>. Acesso em 10 jul. 2020.
- RASHID, M. I. Bacteria and fungi can contribute to nutrientes bioavailability and aggregate formation in degraded soils. **Microbiological research**, v. 183, p. 26-41, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.micres.2015.11.007>. Acesso em: 10 ago. 2020.
- REICHERT, J. M. et al. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, p. 242-254, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002>. Acesso em: 15 jun. 2020.
- REICHERT, J. M. Reference bulk density and critical degree compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, p. 242-254, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002>. Acesso em: 10 jun. 2020.
- REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, p. 28-36, 2003.
- REIS, D. A., LIMA, C. L. R., PAULETTO, E. A. Resistência tênsil de agregados e compressibilidade de um solo construído com plantas de cobertura em área de mineração de carvão em área de mineração de carvão em Candiota, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 669-678, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200031>. Acesso 2 jul. 2020
- SANTOS, D. A. M.; CURI, A.; SILVA, J. M. **Técnicas para a disposição de rejeitos de minério de ferro**. Brasil Mineral (São Paulo), v. 10, p. 100-105, 2010.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v. 161, p. 168-176, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015>. Acesso em 9 jul. 2020.
- SILVA, A. R.; LIMA, R. P. Soilphysics: An R package to determine soil preconsolidation pressure. **Computers & Geosciences**, v. 84, p. 54-60, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2015.08.008>. Acesso em: 11 jun. 2020.
- SILVA, G. P., FONTES, M. P. F., COSTA, L. M., VENEGAS, V. H. A. Potencialidade de plantas para revegetação de estéreis e rejeito de mineração de ferro de mina de Alegria, Mariana-MG. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, p. 165-172, 2006.
- SMITH, R. M.; CERMUDA, C. F. Some applications of water-drop stability testing to tropical soils of Puerto Rico. **Soil Science**, v. 71, p. 337-345, 1951.
- STEFANOSKI, D. C. et al. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1301-1309, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001200008>. Acesso em 13 jul. 2020.

- STUMPF, L., PAULETTO, E. A., PINTO, L. F. S. Soil aggregation and root growth of perennial grasses in a constructed clay minesoil. **Soil and Tillage Research**, v. 161, p. 71-78, 2016b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.03.005>. Acesso em 9 jun. 2020.
- STUMPF, L. et al. Condição física e desenvolvimento radicular de gramíneas em solo construído após mineração de carvão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1078-1087, 2016a. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900007>. Acesso em: 10 ago. 2020.
- SUGIER, D.; KOLODZIEG, B.; BIELINSKA, E. The effect of leonardite application on *Arnica montana* L. yielding and chosen chemical properties and enzymatic activity of the soil. **Journal Of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 76-81, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.013>. Acesso 9 ago. 2020.
- SUZUKI, L. E. A. S. et al. Estimativa da susceptibilidade à compactação e do suporte de carga do solo com base em propriedades físicas de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 32, p. 963-973, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300006>. Acesso em: 11 jul. 2020.
- TIAN, X. et al. Effect of Polymer materials on soil structure and organic carbon under drip irrigation. **Geoderma**, v. 340, p. 94-103, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.038>. Acesso em 10 ago. 2020.
- TINOCO, C. P. **Caracterização geomecânica de um rejeito de mineração de bauxita**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.
- TISDALL, J. M., OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, v. 33, p. 141–163, 1983. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>. Acesso em 18 jul. 2020.
- UMBUFE, A. U. Effects of potassium humate on aggregate stability Of two soils from Victoria, Australia. **Geoderma**, v. 125, p. 321-330, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.09.006>. Acesso em: 9 jun. 2020.
- UNITED STATE GEOLOGICAL SURVEY. **Mineral commodity summaries**. 2020. Disponível em: https://www.usgs.gov/centers/nmic/bauxite-and-alumina-statistics-and-information?qtscience_support_page_related_con=0#qtscience_support_page_related_con. Acesso em: 20 jul. 2020.
- WANG, Z.; FANG, H.; CHEN, M. Effects of root exsudates of woody species on the soil anti-erodibility in the rhizosphere in a karst region, China. **Peer J Preprints** v. 5, p. 1-20, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.2624v2>. Acesso em 22 jul. 2020.
- WU, L. et al. Effects of anionic polyacrylamide on maize growth: a short term ¹⁴C labeling study. **Plant and soil**, v. 350, p. 311-322, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0911-y>. Acesso em: 13 jun. 2020
- ZHU, F. et al. Aging of bauxite residue in association of regeneration: a comparison of methods to determine aggregate stability & erosion resistance. **Ecological Engineering**, v.

92, p. 47-54, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.025>. Acesso em 15 jul. 2020.

CAPÍTULO II

ABUNDÂNCIA, DIVERSIDADE, ATIVIDADE MICROBIANA E DINÂMICA DE CARBONO EM RESPOSTA A AÇÃO DE CONDICIONADORES E PLANTAS EM REJEITO DE MINERAÇÃO DE BAUXITA

RESUMO: A revegetação dos rejeitos da mineração de bauxita apresenta-se como alternativa viável, para a reabilitação das barragens de rejeito. No entanto, para o estabelecimento da vegetação é necessário proporcionar melhorias no rejeito para favorecer o crescimento vegetal. Sendo assim, este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de condicionadores (poliacrilamida: PAM, ácido esteárico: AE, ácido húmico de leonardita: AH, inoculante de fungos micorrizicos arbusculares: INOC) com e sem cultivo da *Urochloa brizantha*, nas propriedades biológicas do rejeito de mineração de bauxita. O rejeito é produzido pelo beneficiamento do minério por britagem e lavagem, foi coletado em área de mineração da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA), no Estado de Minas Gerais. Foi conduzido um experimento em casa de vegetação, utilizando vasos de 8 dm³, em delineamento em blocos casualizados, seguindo um esquema fatorial 2x5, sendo o primeiro fator correspondente a planta e o segundo aos quatro condicionadores mais um, sem condicionador. O experimento teve duração de 133 dias, com dois ciclos de cultivo. O fluxo de C-CO₂ aumentou com o tempo, onde o AE apresentou maior fluxo acumulado para o rejeito cultivado e não cultivado. O teor de COT do rejeito foi aumentado principalmente para o rejeito cultivado quando se adicionou os condicionadores, onde o AH teve maior contribuição para aumento do C na matéria orgânica associada a minerais. No caso do NT, o rejeito sem planta, apresentou maior teor e para o condicionador com INOC. O carbono e nitrogênio da biomassa microbiana foi maior no rejeito não cultivado. O AE e INOC proporcionaram aumento da atividade enzimática e biomassa microbiana. A interação planta x condicionador foi observado na biomassa de bactérias gram positivas e gram negativas. O uso de condicionadores promovem melhores condições microbiológicas do rejeito, sendo observada a importância da inoculação de fungos micorrizas arbusculares no aumento da biomassa e atividade microbiana bem como os teores de C e N do rejeito.

Palavras-chave: *Urochloa brizantha*. Gases de Efeito Estufa (GEE). Biomassa Microbiana. Atividade enzimática.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a produção mundial da bauxita é estimada em 370 milhões de toneladas (USGS, 2020) com a contribuição brasileira de 10% (produção anual de aproximadamente 37 milhões de toneladas), sendo, portanto, uma atividade de grande relevância econômica. Entretanto, a atividade promove inúmeros impactos ambientais que incluem a poluição de recursos hídricos, assoreamento, perda da biodiversidade e geração de rejeitos (SOUZA, 2019).

Esses impactos derivam das alterações na paisagem, caracterizadas pela retirada da vegetação, remoção do solo superficial (*topsoil*) e da sobrecarga para acessar o depósito do minério, exploração propriamente dita e disposição de grandes quantidades de rejeitos (FESTIN et al., 2019). Grande volume de rejeitos é originado durante o beneficiamento da bauxita extraída, estima-se cerca de 25% do material lavrado (GONÇALVES et al., 2015), os quais são caracterizados pela fração fina do solo (principalmente argila e silte) juntamente com água sendo comumente estocados em lagoas de decantação (barragens de rejeitos).

No entanto, assim como em outros empreendimentos de potencial impacto ambiental, a atividade minerária tem a obrigação legal de promover a reabilitação dos locais afetados e direcionar um uso adequado aos rejeitos ao final da exploração. Desta forma, é necessário adotar diferentes estratégias para a recuperação de áreas degradadas e destinação dos seus respectivos rejeitos.

Nos últimos anos grandes esforços têm sido direcionados para a identificação de impactos ambientais e reabilitação de áreas mineradas para extração de bauxita (OLIVEIRA et al., 2016; VILAS BOAS et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2019; BORGES et al., 2019). No entanto, pouca atenção tem sido direcionada para os rejeitos produzidos e que devem possuir um direcionamento de uso adequado. Tal fato se torna ainda mais eminente no Brasil diante de atuais acidentes de rompimento de barragens verificados em outras atividades minerárias (5 de Novembro de 2015, Fundão, Minas Gerais, Empresa Samarco e 2 de Janeiro de 2019,

Brumadinho, Minas Gerais, Empresa Vale), as quais ocasionaram grandes impactos no ecossistema natural e na segurança humana (FREITAS et al., 2019).

Assim, uma estratégia para a reutilização dos rejeitos após a retirada da água seria promover condições mínimas para que haja a recolonização e desenvolvimento de organismos vivos (Plantas, fauna e microrganismos). Uma vez que o rejeito apresenta restrições nas propriedades químicas, biológicas e, sobretudo físicas, o uso de diferentes condicionadores (orgânicos, inorgânicos, naturais ou sintéticos) possui um grande potencial de melhoria dessas propriedades (SOUZA, 2019).

Os condicionadores têm sido aplicados com as mais diversas finalidades, tais como: retenção de água (XU et al., 2016); fornecimento de nutrientes para o crescimento vegetal, remediação de solo contaminado com metais pesados (XU et al., 2018; SOUZA, 2019) e; melhoria da qualidade do solo em áreas após a mineração (VARENNE et al., 2009; BASANTA et al., 2017). Dentre os condicionadores já avaliados, destacam-se: biochar, carvão, esterco, compostos orgânicos, gesso agrícola, enxofre elementar (SOUZA, 2019); inóculos de microrganismos; e alguns produtos sintéticos, como os polímeros (VARENNE et al., 2009; BASANTA et al., 2017).

A inoculação de microrganismos, a exemplo de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), é outra alternativa que pode ser utilizada na recuperação de áreas degradadas, com o objetivo de favorecer o desenvolvimento de plantas nestes ambientes (CARAVACA et al., 2006). Os FMA aumentam o volume de solo explorado pela ação das hifas extraradiculares, proporcionam uma maior absorção de água e nutrientes pelas plantas. Adicionalmente, são ainda importantes na ativação da microbiota na micorizosfera (KLAUBERG FILHO et al., 2005).

Além da melhoria das propriedades do solo com o uso de condicionadores, a revegetação com espécies mais rústicas, com alta eficiência de produção de biomassa (radicular e aérea), de crescimento rápido, possui importante estratégia para a recuperação de áreas degradadas por mineração (OLIVEIRA et al., 2016, SHRESTHA E LAL, 2008; CHODAK E NIKLINSKA, 2010; VARENNE et al., 2010, STUMPF et al., 2016), como é o caso das gramíneas (poáceas).

As gramíneas constituem também o grupo de plantas que mais favorece a estabilidade dos agregados por apresentar alta densidade de raízes, o que promove a aproximação das partículas do solo pela constante absorção de água; renovações periódicas (*turnover*) do sistema radicular e grande uniformidade de distribuição de exsudatos orgânicos no solo (BRANDÃO e SILVA, 2012).

Na vegetação de rejeitos de mineração, a matéria orgânica (MO) é um componente crítico, pois a fração orgânica dos rejeitos, normalmente é baixa ou ausente, sendo necessária a incorporação de material orgânico e, pelos benefícios que ela proporciona no status de nutrientes, retenção de água, estrutura e como fonte de carbono e energia para a biota (TÓTOLA e CHAER, 2002). Assim a avaliação do status da matéria orgânica por meio da quantificação do C e N nos seus compartimentos lábeis e não lábeis e dos fluxos de C-CO₂, podem fornecer informações sobre a alteração e dinâmica da MO, principalmente em experimentos a curto prazo (VILAS BOAS et al., 2018).

Por outro lado, a biomassa microbiana do solo constitui a fração viva da matéria orgânica, desempenha funções na decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, agregação, fixação de nitrogênio, vitais para o funcionamento dos ecossistema, desta forma, revelam seu potencial de utilização como indicadores em processos de reabilitação de áreas degradadas (DICK et al., 1996). No entanto, não basta possuir uma comunidade microbiana abundante, se essas não forem também diversificadas e funcionais, para a garantia do sucesso da recuperação de áreas degradadas (DICK et al., 1996).

A estrutura da comunidade microbiana, ou seja, a quantificação e a abundância relativa de populações microbianas no solo têm recebido especial interesse de pesquisadores na recuperação de áreas degradadas (RAMSEY et al., 2006, BASANTA et al., 2017). Com este foco, a análise de ácidos graxos fosfolipídios (PLFA) tem-se difundido por ser de rápida e barata forma de avaliação da biomassa e composição das comunidades microbianas (FROSTEGÄRD et al., 2011). A partir da análise de PLFA podem ser identificados os grupos de fungos (saprófitas e micorrízicos), bactérias e actinobactérias no solo (WILLERS et al., 2015; TAVI et al., 2013; TEIXEIRA et al., 2019).

Por outro lado, a atividade de enzimas extracelulares no solo também configura como importante ferramenta para monitorar os processos bioquímicos que estão ocorrendo nestes

(FENG et al., 2019). Enzimas hidrolases, por exemplo, tem sido consideradas um indicador do processo de decomposição de substratos e do fornecimento de nutrientes para plantas e a biota do solo (CARAVACA et al., 2006, TISCHER et al., 2015, KUMAR et al., 2017). Assim, estudos que avaliam a abundância, estrutura da comunidade e atividade microbiana durante estratégias utilizadas para a reutilização/recuperação dos rejeitos da mineração de bauxita são importantes na avaliação do sucesso das mesmas.

Desta forma, nós hipotetizamos que: i) A revegetação do rejeito da mineração de bauxita com *Urochloa briantha* promove aumento na abundância, estrutura da comunidade e atividade microbiana com consequente incremento da matéria orgânica; ii) o uso de condicionadores promove ao rejeito da mineração de bauxita melhores condições para o desenvolvimento das plantas; iii) A inoculação do rejeito é mais eficiente que os outros condicionadores para promover uma maior atividade e diversidade microbiana com incrementos na matéria orgânica. Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito da adição de condicionadores em associação com a presença de *Urochloa briantha* na abundância, estrutura da comunidade e atividade microbiana e os respectivos efeitos nos incrementos da matéria orgânica no rejeito de mineração de bauxita.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Instalação do experimento

O experimento foi realizado em casa de vegetação, na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa-MG, entre setembro de 2019 e janeiro de 2020. O substrato utilizado foi um rejeito da mineração de bauxita armazenado em uma barragem de rejeitos localizada no município de São Sebastião da Vargem Alegre–MG (Coordenadas geográficas 21°01'58"S, 42°35'8"W, 850 m elev.), pertencente a empresa Companhia Brasileira de Alumínio (CBA). O solo predominante na região é o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (OLIVEIRA et al., 2017). O rejeito foi obtido após o desaguamento por centrifugação após o processo de britagem e peneiramento com lavagem do minério.

O rejeito utilizado apresentava as seguintes características químicas e físicas (DEFILIPPO e RIBEIRO, 1997), pH_{H2O}: 4,92; P: 5 mg dm⁻³; K: 3 mg dm⁻³; NT: 0,21 g kg⁻¹;

CT: 7,5 g kg⁻¹; Ca: 0,49 cmol_c dm⁻³; Mg: 0,12 cmol_c dm⁻³; Al: 0,0 cmol_c dm⁻³; (H+Al): 1,9 cmol_c dm⁻³; Soma de bases (SB): 0,62 cmol_c dm⁻³; CTC efetiva (t): 0,62 cmol_c dm⁻³; CTC_{pH 7,0} (T): 2,52 cmol_c dm⁻³; Saturação por bases (V): 24,6 %; P remanescente (P-rem): 2,5 mg L⁻¹; Argila: 500 g kg⁻¹; Silte: 290 g kg⁻¹ e Areia: 210 g kg⁻¹.

Uma subamostra do substrato (7 kg) foi peneirada (malha 4 mm) e homogeneizada, aplicando-se na sequencia calcário (CaCO₃ p.a. ; 1 t ha⁻¹) e gesso (CaSO₄ p.a.; 30 kg ha⁻¹), o qual após o ajuste da umidade para 70 % da capacidade de campo (C.C.) permaneceu incubado por 30 d. Na sequência, o experimento foi instalado com os tratamentos arranjados em fatorial 2 x 5, correspondendo a presença ou ausência do cultivo de *Urochloa brizantha* (primeiro fator) e a aplicação dos condicionadores ao substrato (Poliacrilamida (PAM); Inóculo de fungos micorrizos arbusculares (INOC); Ácido húmico (AH) e Ácido esteárico (AE), além do rejeito sem condicionador) o segundo fator. As unidades experimentais (UE) foram constituídas por vasos plásticos (8 dm³) preenchidas com o substrato e os respectivos tratamentos dispostos em delineamento em blocos casualizados (DBC) com quatro repetições.

O PAM utilizado foi um produto comercial (poliacrilamida superfloc A130) adquirido na empresa Century Química no Brasil. O produto é constituído por um polímero do tipo aniônico à base de poliacrilamida, de alto peso molecular (15 Mg mol⁻¹) e 35% de densidade de carga (hidrólise) e utilizada normalmente para flocular e decantar os resíduos sólidos no tratamento de efluentes industriais (MARCELO, 2019). O PAM foi aplicado em dose única e equivalente a 0,5 g kg⁻¹ de substrato, conforme Lentz (2015). O inóculo fúngico de FMA foi proveniente do Laboratório de Associações Micorrízicas do BioAgro, vinculado ao Departamento de Microbiologia Agrícola da UFV. O inóculo é um mix formado por solo com material biológico, vermiculita, bagaço de cana e composto na proporção de 1:1:1:1 (v:v:v:v), produzido pela técnica on farm. A dose do inóculo foi de 10 % (m:m), correspondendo a 700 g vaso⁻¹. O inóculo possui 28,6 g kg⁻¹ de CT e 2,3 g kg⁻¹ de NT.

A fonte de AH foi a Leonardita, apresentando 36,02 % de C, 3,43 % de H e 1,07 % de N. A dose utilizada foi de 5 g kg⁻¹ de substrato. Enquanto o AE utilizado foi um reagente P.A. aplicado na dose de 5,0 g kg⁻¹ conforme Bastos et al. (2005). Antes do plantio, todos os vasos receberam uma primeira adubação via solução referente as doses de N: 15 mg kg⁻¹, P: 54 mg

kg⁻¹, K: 30 mg kg⁻¹, S: 7 mg kg⁻¹, Cu: 0,32 mg kg⁻¹, Zn: 0,75 mg kg⁻¹, B: 0,16 mg kg⁻¹, Fe: 0,24 mg kg⁻¹, Mn: 0,70 mg kg⁻¹ e Mo: 28 mg kg⁻¹.

No mesmo dia da aplicação dos condicionadores e nutrientes foi realizada a semeadura de sementes de *Urochloa brizantha* (50 sementes/vaso) nos respectivos tratamentos com planta. Aos 25 dias após a emergência foi realizado o desbaste deixando apenas 15 plântulas/vaso dispostas em linhas.

Aos 55 d após a semeadura foi realizada uma nova adubação via solução referente as doses de aplicados: 100 mg kg⁻¹, K: 75 mg kg⁻¹, Mg: 50 mg kg⁻¹, P: 300 mg kg⁻¹, B: 0,81 mg kg⁻¹, Cu: 1,33 mg kg⁻¹, Mn: 3,66 mg kg⁻¹ e Zn: 4 mg kg⁻¹ conforme Novais (1991). Além disso, após 95 d da semeadura (3 d após o fim do primeiro ciclo) foi realizado uma última adubação via solução de N, P e K (N: 100 mg kg⁻¹, P: 300 mg kg⁻¹ e K: 75 mg kg⁻¹).

O experimento foi mantido em casa de vegetação por 133 d, com a irrigação realizada manualmente e mantendo a umidade do solo próxima a 70 % da capacidade de campo. Durante esse período houve duas colheitas da parte aérea da *Urochloa brizantha*, um primeiro corte aos 91 d (primeiro ciclo) e um segundo corte posteriormente aos 133 d (segundo ciclo).

Coleta e análises dos fluxos de C-CO₂ e C-CH₄ do substrato

A coleta de gases foi realizada pelo uso de câmaras estáticas fechadas (SMITH e CONEN, 2003). As câmaras de tubo PVC de 0,10 x 0,10 m de altura e diâmetro, foram instaladas em cada vaso a 0,05 m de profundidade no substrato. Para a coleta de gases, foram instaladas tampas removíveis com septo de borracha no topo de onde coletou-se os gases com seringas de 60 ml nos tempos 0, 10, 20 e 40 min, semanalmente. Simultaneamente a temperatura do ar e do solo e umidade do solo foram registradas. As amostras de gases nas seringas foram analisadas em um espectrômetro tipo Cavity Ring Down (CRDS, G2131-i, Picarro, Sunnyvale, CA).

O fluxo de C-CO₂ e C-CH₄ foi calculado com base em aumento linear nas concentrações desses gases na câmara ao longo do tempo, utilizando a seguinte expressão, de acordo com Smith e Conen (2003) e adaptados por Oliveira et al. (2017), como segue:

$$F = [(\Delta Q/\Delta t) \times M \times P \times V]/R \times T \times A$$

onde, F é o fluxo de C-CO₂ e C-CH₄ (mg m⁻² h⁻¹); $\Delta Q/\Delta t$ é a variação na concentração C-CO₂ e CH₄ ao longo do tempo equivalente à inclinação da reta da quantidade em função do tempo (ppm s⁻¹); M é a massa molar de CO₂ e CH₄ g mol⁻¹; P é a pressão no interior da câmara, assumida como sendo 1 atm; V é o volume da câmara (L); R é a constante universal dos gases (0,0821 L atm K⁻¹ mol⁻¹); T é a temperatura do ar (K) e A é a área da câmara (m²).

Coleta e análise vegetal

Após 91 d da semeadura foi realizado o primeiro corte da parte aérea (primeiro ciclo) referente a 10 cm da superfície do substrato, no qual após secagem até peso constante em estufa de circulação forçada de ar (65 °C) permitiu a estimativa da massa da matéria seca da parte aérea (MSPA). O segundo corte da parte aérea (segundo ciclo) foi realizado aos 133 d da semeadura na desinstalação do experimento procedendo similarmente ao primeiro corte em relação a secagem e pesagem do material.

Além da parte aérea, as raízes também foram coletadas aos 133 d da semeadura, as quais foram lavadas, secas até peso constante em estufa de circulação forçada (65 °C) e por fim pesadas para a quantificação da massa da matéria seca da raiz (MSR).

Coleta e análise química do substrato

Após 133 d da semeadura, 10 amostras simples do substrato foram coletadas nos primeiros 5 cm de profundidade para compor uma amostra composta. As amostras foram passadas em peneira de 2 mm, secas ao ar e procedido o fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS) conforme Cambardella e Elliott (1992). Assim, o substrato após dispersão com hexametáfosfato de sódio e peneiramento úmido em malha de 0,053 mm foi separado em matéria orgânica particulada (MOP; material com $\varnothing \geq 0,053$ mm retido na peneira) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM; material $\varnothing < 0,053$ mm que atravessou a peneira).

Na sequência os teores de C e N presentes na MOP e MAOM foram determinados por oxidação com dicromato de potássio com fonte externa de calor (Yeomans e Bremner, 1988) e via destilação de Kjeldahl, respectivamente.

O CT e NT foi determinado como a soma dos teores de C da matéria orgânica particulada e associada a minerais. Com esses dados foram obtidos a relação C/N.

O pH foi determinado com uso do potenciômetro na suspensão substrato: solução na proporção 1:2,5 em água.

Coleta e análise microbiológica do substrato

Similarmente as coletas para análises químicas do substrato, após 133 d da semeadura 10 amostras simples do substrato foram coletadas nos primeiros 5 cm de profundidade para compor uma amostra composta. No entanto, após a definição da amostra composta e passagem em peneira de 2 mm, a mesma foi subdividida em duas subamostras para distintas análises. A primeira subamostra foi armazenada em sacos plásticos e refrigerada a 4 °C para posterior análise de C, N da biomassa microbiana e atividade enzimática, enquanto a segunda subamostra foi armazenada em tubo Falcon®, congelada em Ultrafreezer (LABCONCO Freeone, Kansas, MO, USA) para posteriores análises de Ácidos graxos de fosfolípidios (*Phospholipid fatty acids* – PLFA's).

A análise do C e N associados a biomassa microbiana (C_{mic} e N_{mic}, respectivamente) foi realizada pelo método de irradiação-extração em micro-ondas (ISLAM e WEIL, 1998) com posterior determinação do C_{mic} via úmida por titulometria com K₂Cr₂O₇ 0,066 mol L⁻¹ (TEDESCO, 1995) e do N_{mic} via destilação de Kjeldahl.

A quantidade de carbono extraído com K₂SO₄ do rejeito não irradiado foi usada como medida de C lábil (HAYNES, 1999), denominada e C extraível com K₂SO₄.

Além disso, foram avaliadas as atividades enzimáticas da β-glicosidase (TABATABAI, 1994), Fosfatase ácida (EIVAZI e TABATABAI, 1977) e da Arilsulfatase (TABATABAI, 1982).

Para a identificação da abundância relativa das comunidades microbianas no substrato foi utilizada a análise de PLFA's. A extração e separação dos ácidos graxos de fosfolípidios foram realizados segundo Butler et al. (2003) e a identificação das comunidades microbianas foram realizadas conforme as diretrizes fornecidas por Willers et al. (2015) e Tavi et al. (2013). Assim, diferentes compostos foram utilizados como biomarcadores para indicar distintos grupos microbianos: i) Bactérias Gram-positivas (BGP): *i15:0*, *a15:0*, *i16:0*, *i17:0*

e $a17:0$; Bactérias Gram-negativas (BGN): $16:1\omega7c$, $ci17:0\omega7c$, $18:1\omega7c$ e $ci19:0\omega7c$; Fungos saprófitos (FS): $18:2\omega6c$ e $18:1\omega9c$; Fungos micorrizicos arbusculares (FMA): $16:1\omega5c$; Actinobactérias (ACT): $10Me16:0$, $10Me17:0$ e $10Me18:0$. Os termos *i*, *a*, *ci* e *Me* denotam ramificações na posição *iso* ou *antiso*, *ciclopropano* e *metil*, respectivamente.

A abundância relativa foi expressa em porcentagem calculadas como a área de cada pico de PLFA em relação área somada de todos os picos de PLFA, após o primeiro ajuste para número de átomos de C por mol de PLFA.

A biomassa microbiana total (PLFAtotal) foi calculado como a soma dos estéres metílicos de ácidos graxos. Os ácidos graxos fosfolípidios não atribuídos como biomarcadores ($16:0$, $18:0$, $17:0$) foram incluídos na biomassa total. Os biomarcadores das bactérias gram positivas (PLFABGP) e bactérias gram negativas (PLFABGN) foram somados para obter a biomassa total de bactérias (PLFABACT). A soma dos biomarcadores para fungos (saprófitos e micorrizicos) foram somados para obtenção da biomassa de fungos (PLFAFUNG). Esses resultados foram expressos quantitativamente em $\mu\text{mol g}^{-1}$.

Análises estatística

Os dados de fluxo acumulado de C-CO₂ e C-CH₄, MSPA, MSR, C-MOP, N-MOP, C-MAOM, N-MAOM, COT, NT, COD, Cmic, Nmic, C/N, pH, Cmic/COT, Nmic/NT, β -glicosidase, Fosfatase ácida, Arilsulfatase, PLFAtotal, PLFAFUNG, PLFABACT, PLFABGP, PLFABGN, foram submetidos a análise das premissas da estatística paramétrica para normalidade e homocedasticidade por meio do teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Quando necessário foi realizada as transformações nas variáveis obtidas.

Posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) pelo teste F ($P \leq 5\%$). Na sequência, as médias dos tratamentos foram comparadas por meio do Teste de Tukey ($P \leq 5\%$). Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente de linguagem R e os gráficos confeccionados no software SigmaPlot® 14.0.

3. RESULTADOS

Fluxo de C-CO₂ e C-CH₄ do rejeito de mineração após adição de condicionadores e cultivo

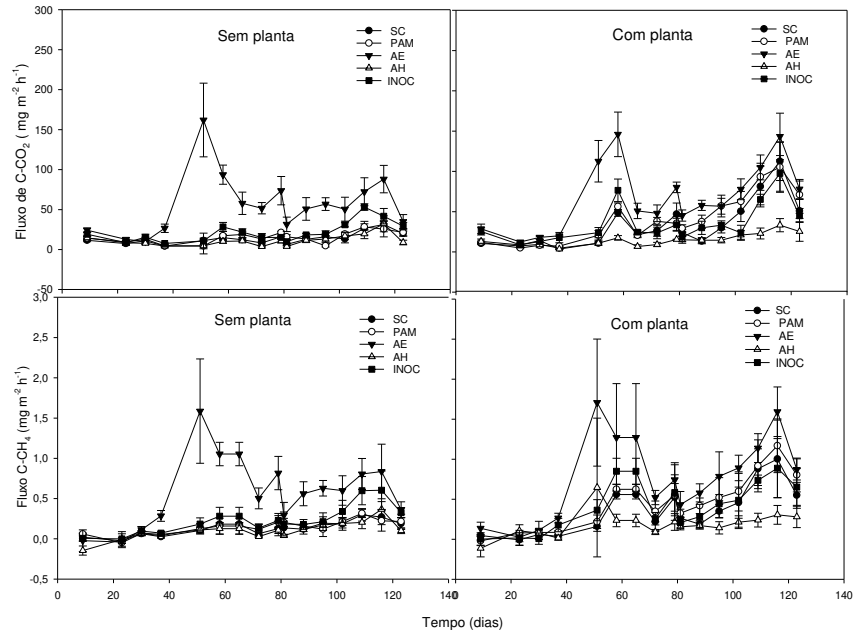
Os fluxos de C-CO₂ e C-CH₄ aumentaram com o passar do tempo para todos os tratamentos (Figura 1). Até 37 d depois do plantio, praticamente todos os tratamentos mantiveram taxa de emissão de C-CO₂ menor que 50 mg m⁻² h⁻¹. Nos tratamentos não cultivados, a partir dos 37 d, verificou-se um aumento da emissão deste mesmo gás para o ácido esteárico até um pico 162 mg m⁻² h⁻¹ aos 51 dias. Nos últimos dias, notou-se incremento da emissão do C-CO₂ com o ácido esteárico e com o uso do inoculante. No rejeito com plantas, o fluxo foi sempre maior do que nos tratamentos não cultivados, como esperado e associado à respiração das raízes. O comportamento das curvas de emissão praticamente não diferiram no rejeito sem planta, com destaque novamente para o para o ácido esteárico, que proporcionou as maiores emissões, atingindo o pico aos 51 d, emitindo 112 mg m⁻² h⁻¹.

O fluxo do C-CH₄ foi potencializado com o cultivo da gramínea (Figura 1). Na comparação entre condicionadores, e da mesma forma que para o C-CO₂, o ácido esteárico foi o que proporcionou maior fluxo de C-CH₄. Na presença de plantas todos os condicionadores causaram ganhos de emissão de C-CH₄, situação semelhante ao verificado para o rejeito sem condicionador. De forma semelhante ao C-CO₂, a menor emissão de C-CH₄ foi causada pelo ácido húmico.

A interação da planta e condicionador foi encontrada apenas para o fluxo de C-CO₂ (Figura 2). Para o fluxo do C-CH₄ houve efeito isolado da planta e do condicionador (Figura 2).

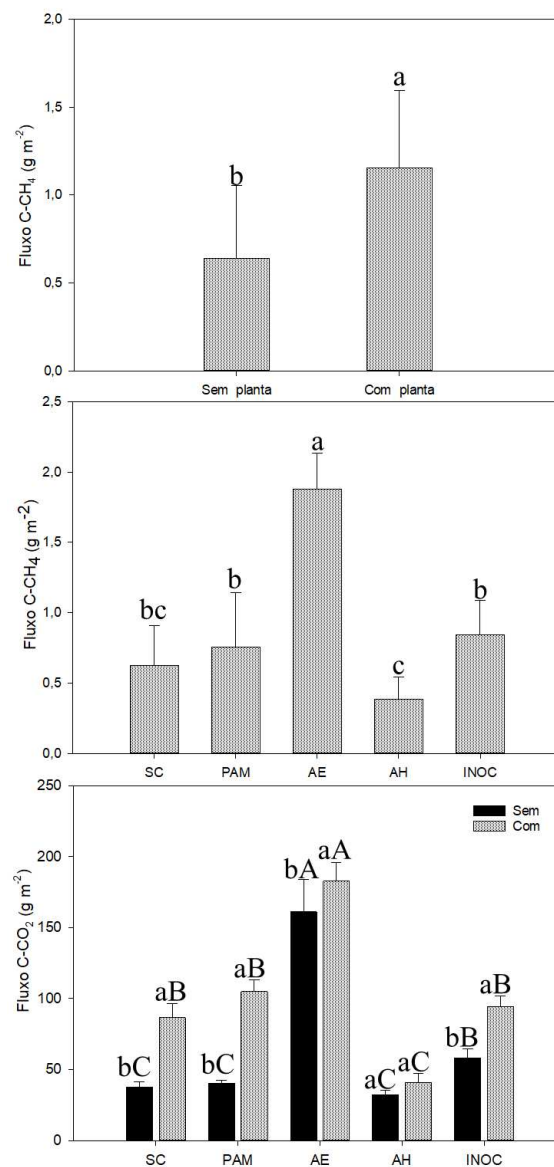
O fluxo acumulado do C-CH₄ no rejeito com plantas superou o verificado nos tratamentos sem planta (Figura 2). O ácido esteárico proporcionou maior perda acumulada de carbono do solo na forma de CH₄ e a menor perda acumulada foi observada com o ácido húmico.

Figura 1-Fluxo de C-CO₂ e C-CH₄ de um rejeito de mineração de bauxita depois do plantio de *Urochloa brizhanta* e adição de condicionadores (SC: sem condicionador; PAM: poliacrilamida; AE: ácido esteárico; AH: ácido húmico; INOC: inoculante). As barras verticais representam intervalo de confiança em torno da média (p<0,01, n=4).



Fonte: Autora.

Figura 2- Fluxo acumulado de C-CO₂ e C-CH₄ em 123 dias de um rejeito de mineração de bauxita sob cultivo de *Urochloa brizantha* e condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliácridamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico, INOC: inóculo). Letras minúsculas e maiúsculas seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey 5%. As letras minúsculas comparam cada condicionador em relação ao fator planta e, as maiúsculas, comparam os condicionadores entre si. As barras verticais indicam o desvio médio (n=4).



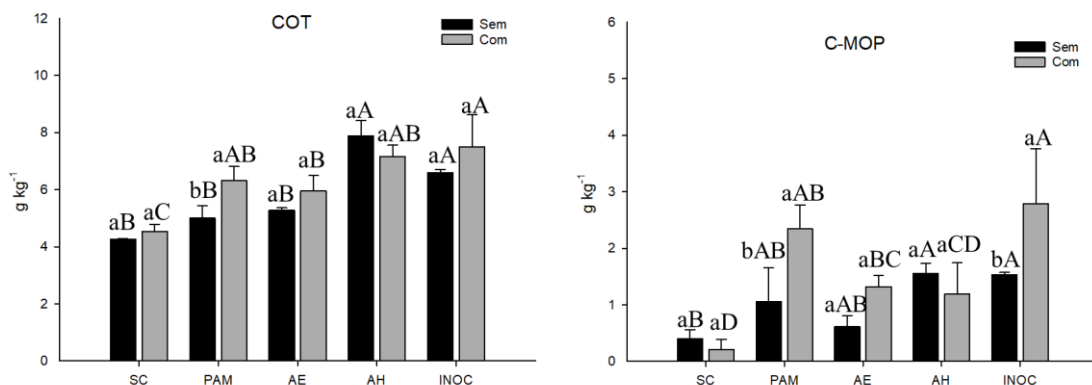
Fonte: Autora.

C e N da matéria orgânica no substrato

Os condicionadores utilizados no experimento contribuíram para o aumento do teor de COT do rejeito, principalmente foram adicionados ácido húmico e inoculante nos tratamentos sem planta (Figura 3). Esses dois condicionadores proporcionaram aumento de 46% e 35%, respectivamente, nos teores de COT em relação ao tratamento controle. Quando se promoveu o cultivo do rejeito, apenas todos os condicionadores promoveram aumento do COT. Na comparação dentro de cada condicionador, o fator planta apenas proporcionou aumento do teor de COT quando foi usado o PAM, incremento em 21% em relação ao tratamento não cultivado.

Os teores de C-MOP no rejeito foram incrementados em 54% e 45% quando se adicionou PAM e inoculante associados ao cultivo, respectivamente, em relação ao rejeito não cultivado (Figura 3). Na ausência de plantas, maiores teores de C-MOP no rejeito em comparação ao controle foram conseguidos com o uso do ácido húmico e inoculante e, na presença de plantas, PAM, ácido esteárico e inoculante foram capazes de incrementar esses mesmos teores.

Figura 3 – Carbono orgânico total (COT) e carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) de um rejeito de mineração de bauxita sob cultivo (Com) de *Urochloa brizantha* ou não (sem) e condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico e INOC: inoculante). As letras minúsculas comparam cada condicionador em relação ao fator planta e as maiúsculas comparam os condicionadores entre si. Médias seguidas de mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio ($n=4$).



Fonte: Autora.

O cultivo da gramínea não influenciou os teores de C ligado à fração mineral do solo (Tabela 1). Efeito nos teores de C-MOAM somente foram verificados entre condicionadores, com destaque para o ácido húmico, que foi o que contribuiu para o maior aumento de C nessa fração. Por outro lado, o uso do PAM e ácido esteárico não proporcionaram incrementos nesta fração em relação ao controle.

Os teores de carbono extraível com sulfato de potássio também não foram influenciados pelo fator planta, apenas pelos condicionadores (Tabela 1), com maiores valores associados ao uso do inoculante em relação ao tratamento controle.

Tabela 3- Efeito do cultivo e do uso de condicionadores nos teores de carbono da matéria orgânica associada a minerais (C-MOAM), nitrogênio total (NT), carbono da biomassa microbiana (Cmic) e carbono orgânico extraível (C extraível) de um rejeito de mineração de bauxita. SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico, INOC: inóculo. Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

	C-MOAM	Cmic	C extraível	NT
	g kg ⁻¹	μg g ⁻¹ solo	μg g ⁻¹	g kg ⁻¹
Cultivo				
Sem plantas	4,73	300,50 a	103,17	0,49 a
Com plantas	4,77	222,87 b	103,25	0,37 b
Condicionadores				
SC	4,10 cd	229,74	94,66 b	0,37 b
PAM	3,95 d	248,78	103,62 ab	0,44 b
AE	4,65 bc	314,22	108,39 ab	0,44 b
AH	6,15 a	197,22	82,26 b	0,38 b
INOC	4,89 b	317,92	127,01 a	0,55 a

Fonte: Autora.

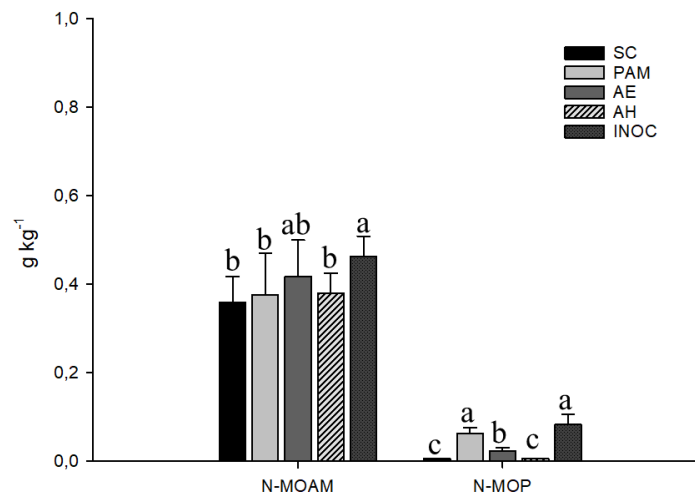
O cultivo proporcionou a redução dos teores de NT do rejeito ao final do experimento (Tabela 1). Incrementos desses teores somente foram observados quando se utilizou o inoculante como condicionador, que proporcionou um aumento de 32% do NT em relação ao rejeito sem condicionador.

Por sua vez, o uso de plantas não influenciou os teores de N da matéria orgânica particulada (N-MOP) e associada a minerais (N-MOAM) (Figura 4). No caso dessas duas variáveis, o uso de alguns condicionadores foi capaz de incrementar tais teores, efeito

conseguido pelo inoculante nos teores de N-MOAM, e pelo PAM, ácido esteárico e inoculante no N-POM.

O efeito do cultivo na relação C/N do rejeito dependeu do condicionador utilizado (Figura 5). Aumento na relação C/N do rejeito com o cultivo em relação ao tratamento não cultivado apenas foi verificado quando se utilizou o PAM ou mesmo no rejeito sem condicionador. Nos tratamentos cultivados e não cultivados, não se verificou diferenças entre os efeitos dos condicionadores e do rejeito sem condicionador.

Figura 4 - Teor de nitrogênio da matéria orgânica associada a minerais (N-MOAM) e matéria orgânica particulada (N-POM) do rejeito de mineração de bauxita após adição de condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico e INOC: inoculante). Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio ($n=4$).



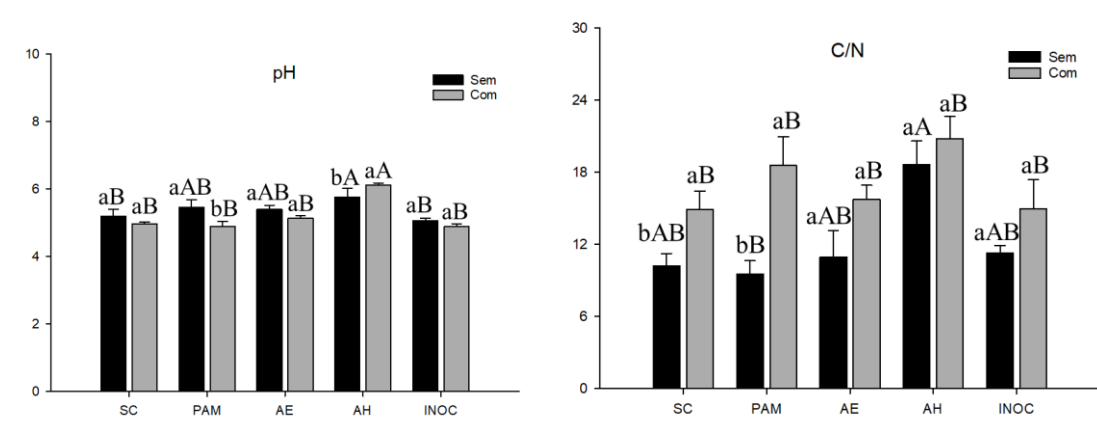
Fonte: Autora.

pH do substrato

O cultivo com a gramínea promoveu a redução do pH do rejeito quando se utilizou o PAM, e aumento desta variável quando o ácido húmico foi usado (Figura 5). Tantos nos tratamentos cultivados como não cultivados, novamente o ácido húmico foi o único

condicionar que proporcionou ganhos em termos de pH em relação ao rejeito sem condicionador.

Figura 5- Relação C/N e pH de um rejeito de mineração de bauxita após o cultivo e adição de condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico e INOC: inoculante). As letras minúsculas comparam cada condicionador em relação ao fator planta e as maiúsculas comparam os condicionadores entre si. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio ($n=4$).



Fonte: Autora.

N e C associados a biomassa microbiana e o quociente microbiano

A presença de plantas reduziu os teores de N da biomassa microbiana (N_{mic}) no tratamento sem condicionador e quando se utilizou os condicionadores PAM e ácido esteárico (Figura 6). No comparativo entre condicionadores e na ausência de plantas, o PAM foi o único a proporcionar ganhos de N_{mic} em relação ao rejeito sem condicionador. Por outro lado, na presença de plantas, nenhum condicionador conseguiu alterar os teores de N_{mic} .

O carbono da biomassa microbiana foi afetado apenas pelo fator planta, não sendo alterado pelo uso dos condicionadores (Tabela 1). O cultivo promoveu a redução expressiva dos teores de C_{mic} . A relação C_{mic}/COT seguiu o mesmo comportamento do C_{mic} , tendo sido observada apenas o efeito da planta (Tabela 2). Maior quantidade de carbono foi imobilizado na biomassa microbiana quando não se promoveu o cultivo no rejeito. Na relação N_{mic}/NT , os efeitos foram do uso de plantas e do uso de condicionadores. Enquanto o cultivo

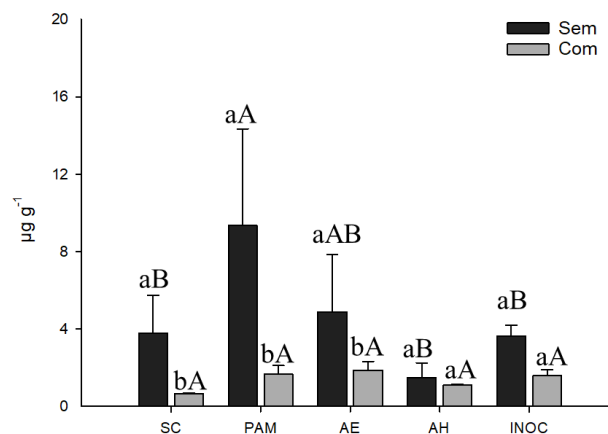
reduziu esta relação, os condicionadores não conseguiram alterar os teores verificados no tratamento controle.

Atividade enzimática

A presença de planta favoreceu a atividade das enzimas β -glicosidade e fosfatase ácida no rejeito de mineração de bauxita (Tabela 2). A atividade da arilsulfatase não foi afetada pelo uso ou não da gramínea. A maior atividade enzimática observada foi associada à fosfatase ácida em relação ao conjunto de enzimas avaliadas.

No caso da β -glicosidade, apenas o ácido esteárico foi capaz de incrementar sua atividade em relação ao tratamento sem condicionador. A atividade da fosfatase ácida não foi influenciada pelo uso de condicionadores, à exceção do ácido húmico, que reduziu esta atividade. E a arilsulfatase (ARS) foi incrementada em relação ao rejeito sem condicionador apenas quando se utilizou o inoculante.

Figura 6– Nitrogênio da biomassa microbiana (Nmic) de um rejeito de mineração de bauxita sem e com o cultivo de *Urochloa brizantha* e condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico e INOC: inoculante). As letras minúsculas comparam cada condicionador com e sem a presença da planta e as maiúsculas comparam os condicionadores entre si. Médias seguidas de mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio ($n=4$).



Fonte: Autora.

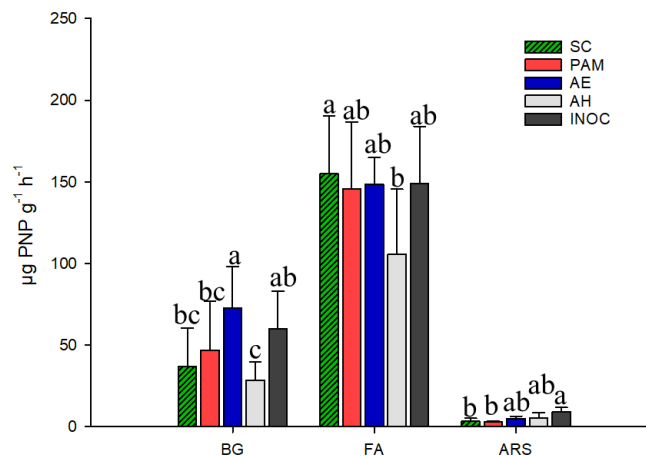
Tabela 2- Efeito de condicionadores e planta na relação Carbono da biomassa microbiana e carbono orgânico total (Cmic/COT), Nitrogênio da biomassa microbiana e nitrogênio total (Nmic/NT), e atividade de enzimas (β -glicosidase, fosfatase ácida, arilsulfatase) do rejeito de bauxita.

	Cmic/COT ----- % -----	Nmic/NT -----	β-glicosidase -----	Fosfatase ácida $\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{ solo}$ -----	Arilsulfatase -----
Planta					
Sem	5,44 a	0,88 a	29,58b	130,26 b	5,59
Com	3,64 b	0,59 b	68,23a	151,26 a	4,57
Condicionadores					
SC	5,24	0,69 ab	36,84 bc	154,97 a	3,30 b
PAM	4,62	0,98 a	46,87 bc	145,59 ab	2,85 b
AE	5,59	0,79 ab	72,52 a	148,46 ab	4,94 ab
AH	2,65	0,56 b	28,47 c	105,36 b	5,29 ab
INOC	4,62	0,67 ab	59,83 ab	148,85 ab	9,03 a

Fonte: Autora.

SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico, INOC: inóculo. Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Figura 7 – Atividade enzimática da β -glicosidase (BG), fosfatase ácida (FA) e arilsulfatase (ARS) em um rejeito de mineração de bauxita após a adição de condicionadores (SC-sem condicionador, PAM-poliacrilamida, AE-ácido esteárico, AH-ácido húmico e INOC-inoculante). Médias seguidas de mesma letra minúscula não diferem pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio ($n=4$).



Fonte: Autora.

Composição da comunidade microbiana do rejeito de bauxita

Os resultados referentes à composição da biomassa microbiana no rejeito encontram-se na Figura 8. A quantidade de bactérias totais (PLFABACT) foi afetado tanto pela presença de plantas como pelo uso de condicionadores. Maior quantidade de bactérias foi verificada no rejeito cultivado, efeito proporcionado pelo uso dos condicionadores ácido esteárico e inoculante.

O cultivo não afetou o PLFA_{total}, variável que foi alterada somente pelo uso dos diferentes condicionadores, com destaque para o ácido esteárico e inoculante que proporcionaram ganhos nestes teores.

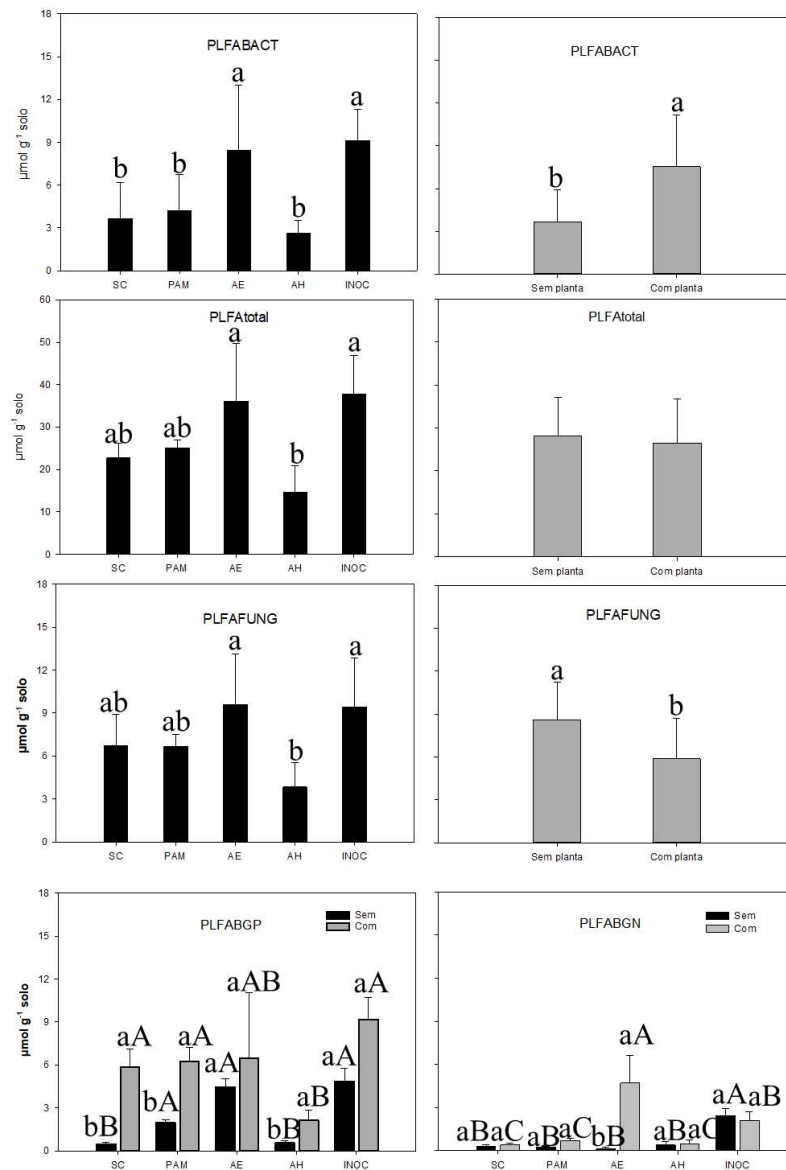
A quantificação de fungos pelo PLFA foi reduzida com a presença de plantas, mas nenhum condicionador alterou esta composição em relação ao tratamento sem condicionador.

As bactérias gram positivas (PLFABGP) e negativas (PLFABGN) foram influenciadas pelo cultivo e pelo uso de condicionadores. Na ausência de plantas, os maiores teores de PLFABGP foram encontradas com o uso de PAM, ácido esteárico e inoculante, e na presença da gramínea, nenhum condicionador conseguiu alterar os valores desta variável. No caso dos teores de PLFABGN, ganhos foram verificados na ausência do cultivo com o uso apenas do inoculante e, na presença das plantas, quando se usou ácido esteárico e inoculante.

Biomassa vegetal

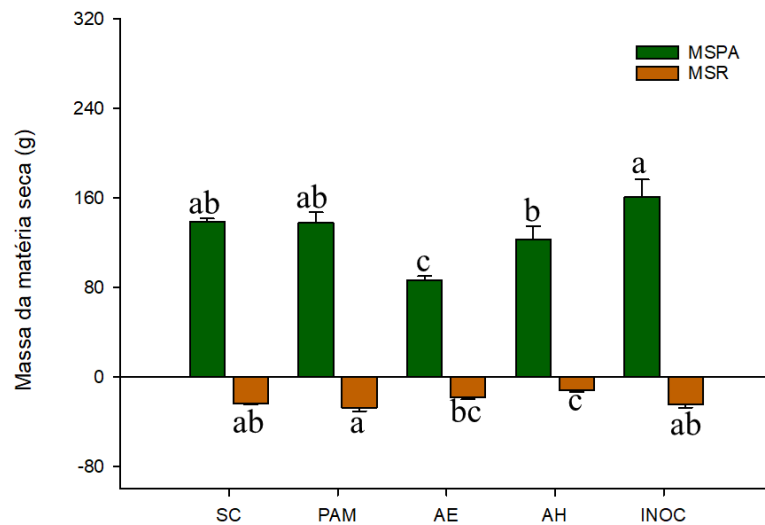
O crescimento vegetal não foi favorecido com o uso dos condicionadores (Figura 9). O uso do ácido esteárico, inclusive, proporcionou perdas em termos de matéria seca da parte aérea, enquanto os demais condicionadores não diferiram do tratamento sem condicionador. Na estimativa da massa de raízes, o efeito negativo foi verificado com o uso do ácido húmico.

Figura 8– Biomassa de bactérias (PLFABACT), total (PLFAtotal), fungos (PLFAFUNG), bactérias gram positivas (PLFABGP) e bactérias gram negativas (PLFABGN) do rejeito de mineração de bauxita sem e com o cultivo de *Urochloa brizantha* e condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico e INOC-inoculante). As letras minúsculas estão comparando cada condicionador com e sem a presença da planta e as maiúsculas comparam os condicionadores entre si. Médias seguidas de mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio.



Fonte: Autora.

Figura 9– Produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e de raízes (MSR) em um rejeito de mineração de bauxita cultivado com *Urochloa brizantha* e condicionadores (SC: sem condicionador, PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico e INOC-inoculante). Médias seguidas de mesma letra minúscula ou maiúscula não diferem pelo teste de Tukey $p < 0,05$. As barras verticais indicam o desvio médio.



Fonte: Autora.

4. DISCUSSÃO

Este estudo buscou avaliar o efeito da adição de alguns condicionadores em um rejeito de mineração de bauxita, com vistas à melhoria das suas condições químicas e microbiológicas. O carbono é um elemento chave para diversos processos que ocorrem nos ecossistemas e, em práticas de recuperação de áreas degradadas, sua importância adquire relevância ainda maior. Mudanças no status da matéria orgânica (MO) implicam em mudanças no ciclo do carbono, pois a matéria orgânica constitui o maior compartimento de carbono nos ecossistemas terrestres (JACKSON et al., 2019). Em áreas degradadas, é necessário a incorporação de material orgânico para o restabelecimento dos processos e para suprir carbono, cujos teores são frequentemente baixos.

O fluxo de CO_2 do solo – uma combinação do CO_2 respirado pelas raízes e microrganismos, bem como pela decomposição da MO, é a rota primária pela qual o C

terrestre retorna para a atmosfera (JACKSON et al., 2019). Neste trabalho determinou-se o efluxo do C-CO₂ e C-CH₄ de um rejeito de mineração de bauxita após a adição de condicionadores e o cultivo com uma gramínea. Era de se esperar que o efluxo fosse maior nos tratamentos com plantas tendo em vista a existência da respiração das raízes. As raízes, por sua vez, também favorecem a biomassa microbiana, cuja atividade resulta em maior efluxo. Dois extremos foram verificados, um representado pelo ácido esteárico, que aumentou o efluxo CO₂ e CH₄ tanto no rejeito cultivado como no não cultivado. O outro foi o ácido húmico, que proporcionou menor efluxo nas duas situações.

O efluxo de CO₂ e CH₄ do rejeito com os condicionadores PAM e INOC tenderam a aumentar sob influência das plantas (Figura 1). Mas, nas condições do estudo não é possível afirmar que está havendo a degradação desses substratos pela biomassa microbiana no rejeito com plantas. Entretanto, se considerarmos os dados obtidos no rejeito sem planta, é possível sugerir que o ácido esteárico e inoculante são os substratos mais decomponíveis, embora o inoculante tenha causado um ligeiro aumento no fluxo dos gases no final do experimento.

A taxa da degradação de C depende de vários fatores, incluindo a disponibilidade e o tipo de substrato de C, além do consórcio microbiano presente (TRIVEDI et al., 2015). A maior degradação do ácido esteárico - um ácido graxo, pode ser explicada pelo estímulo da biomassa fúngica verificada pela análise de perfis de ácidos graxos fosfolipídios, algo também observado por Jagadamma et al. (2014). Para além disso, a estrutura do rejeito pode ter facilitado a perda de CO₂ e CH₄ com o uso do ácido esteárico, uma vez que este condicionador proporcionou maior porosidade total e maior macroporosidade ao rejeito (dados não apresentados). Poros menores protegem o carbono orgânico da decomposição limitando o acesso microbiano e impedindo a difusão dos gases (BRONICK e LAL, 2005).

Os ácidos húmicos podem ser produtos da humificação da matéria orgânica, materiais orgânicos fossilizados, como turfas e lignitos que provém de minas de carvão. A leonardita, utilizada neste estudo, é uma forma oxidada de lignitos, constituída de materiais húmicos que possuem estrutura complexa. Essa recalcitrância deste tipo de ácido húmico faz com que seja bastante resistente à degradação microbiana.

Embora presente em sua constituição carbono orgânico, o PAM é resistente à degradação microbiana e não contribui no suprimento de carbono para os microrganismos

(VARENNES et al., 2009), em especial quando em solos ou substratos com outras fontes de C, como raízes. Ainda assim, neste estudo verificou-se ganhos expressivos em termos de COT com o uso do PAM quando o rejeito foi cultivado. O C e N são duas frações principais dos conjuntos da matéria orgânica do solo. Nas práticas de revegetação de rejeitos de mineração, naturalmente pobres em matéria orgânica, a adição de condicionadores orgânicos é desejável para se buscar aumentar o carbono do solo. Pela avaliação do COT, destaque neste sentido foi associado ao uso do ácido húmico e inoculante como fontes de carbono no rejeito sem planta. Por sua vez, quando se tem a presença de plantas - situação desejável na recuperação desses rejeitos, todos os condicionadores avaliados podem ser utilizados buscando aumento nos teores de COT.

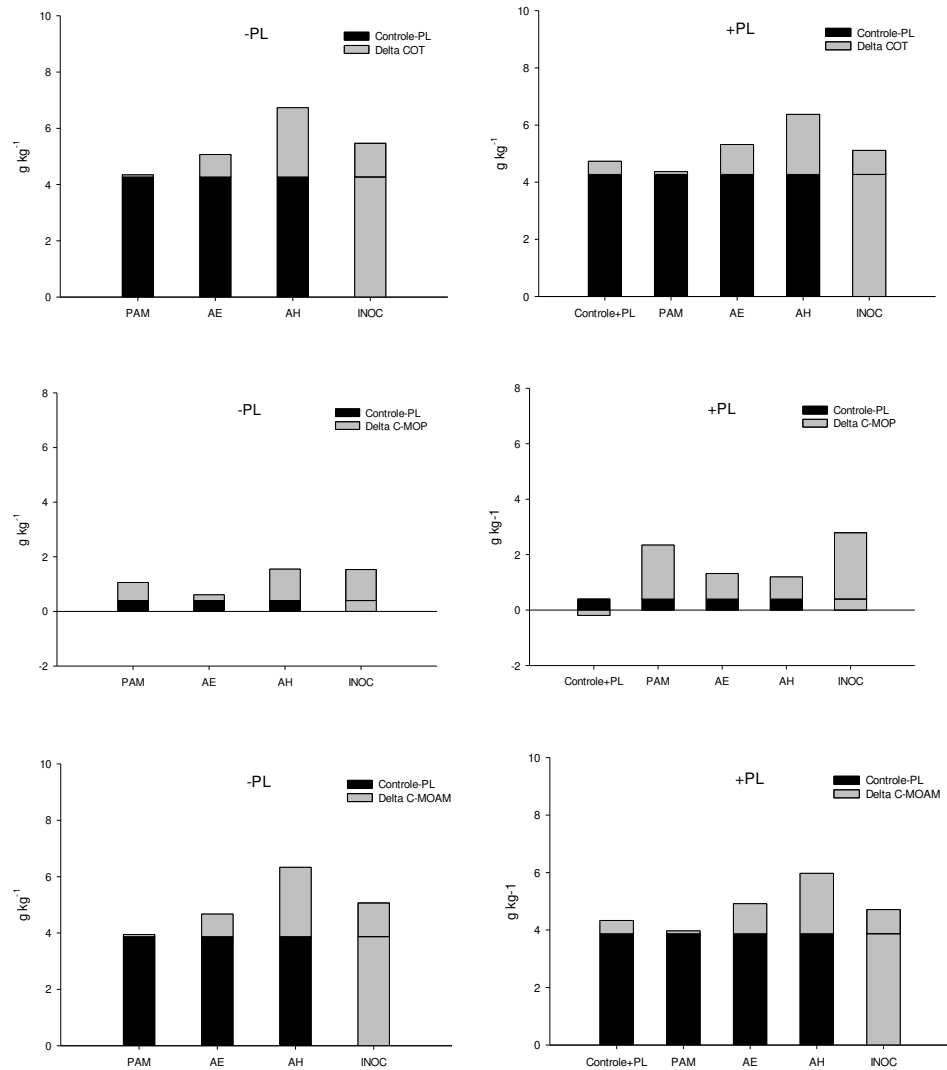
Os teores de carbono das frações da matéria orgânica separadas fisicamente foram influenciados de maneira diferenciada pelos condicionadores. O uso do PAM e do inoculante contribuíram com o aumento do carbono na matéria orgânica particulada no rejeito cultivado em relação ao não cultivado. Como o C-MOP é uma fração mais lábil, essa diferença entre o rejeito cultivado e o não cultivado, sugere que quando se usa o PAM sem o uso de plantas, ele é utilizado pelos microrganismos como fonte de C pela ausência de outras fontes. No rejeito não cultivado o AH contribui para essa fração também.

O uso do inoculante contribui tanto para ganhos de carbono na fração particulada como na fração associada aos minerais. Isto é interessante uma vez que cada fração desempenha melhorias nas propriedades do rejeito.

O ácido húmico foi o condicionador que foi capaz de aumentar o C da matéria orgânica associada aos minerais. Isto pode ser associado ao menor tamanho de suas partículas e maior reatividade para ligação com partículas minerais (SAYED e YOH, 2009).

A diferença entre o teor de carbono total da MOP e da MOAM dos tratamentos com adição de condicionadores em relação ao controle sem planta foi considerado como delta carbono (Figura 10). A partir deste cálculo, observa-se mais claramente o que foi comentado acima, acerca da contribuição de cada condicionador para o aumento do carbono do rejeito. O aumento no COT foi observado com o uso de todos os condicionadores, tanto no rejeito com planta como no sem planta. O PAM e o INOC promoveram o incremento no C-MOP do rejeito, mais pronunciado no rejeito cultivado.

Figura 10 - Delta do Carbono total, da matéria orgânica particulada e associada a minerais de um rejeito de mineração com adição de condicionadores (PAM: poliacrilamida, AE: ácido esteárico, AH: ácido húmico, INOC: inoculante) e na ausência (-PL) e presença (+PL) de *Urochloa brizantha*.



Fonte: Autora.

O AH contribui para o aumento no C-MAOM do rejeito e o contrário foi observado com o uso do PAM, que contribuiu insignificativamente para o teor de C nessa fração.

Era esperado um maior efeito das plantas nos teores de COT, principalmente por se tratar de uma gramínea, que apresenta alta capacidade de estabelecimento, formação de sistema radicular abundante e alta produção de resíduos orgânicos (REIS et al., 2014).

Uma observação interessante no estudo foi a obtenção de teores expressivos de nitrogênio total no rejeito não cultivado ao final do experimento. Por sua vez, o uso do inoculante promoveu o aumento do NT no rejeito. Por sua vez, tanto o PAM como o inoculante proporcionaram incrementos nos teores de N na matéria orgânica particulada e associada a minerais. Como o PAM contém N, pode ter havido a liberação provável de amônio quando o composto foi decomposto pelos microrganismos (MA et al., 2020).

A relação C/N do solo é frequentemente usada para avaliar a capacidade de mineralização do N. Quando a proporção é baixa, a decomposição microbiana e a mineralização do N do solo são mais favoráveis (TIAN et al., 2020). O PAM aumentou a relação C/N no rejeito cultivado, mas reduziu a mesma relação no rejeito não cultivado.

Uma maior massa de raízes favorece uma maior produção de exsudatos que são fontes de C e energia para os microrganismos, e conseqüentemente gera maior teor de carbono da biomassa microbiana (C_{mic}). Porém neste estudo, o teor de C na biomassa microbiana foi maior no rejeito não cultivado. Pelos resultados da análise de PLFA, verificou-se não haver diferenças da biomassa microbiana total do rejeito cultivado em relação ao não cultivado, porém o maior teor de C na biomassa microbiana do rejeito não cultivado justifica-se pela maior eficiência do uso do C pelos microrganismos. Além disso, outro fator a ser considerado é que a biomassa de fungos foi maior no rejeito não cultivado, que possuem maior massa corporal em relação as bactérias

O nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}) também foi maior no rejeito não cultivado, quando se utilizou o ácido esteárico e o PAM. No rejeito cultivado, os condicionadores não fizeram diferenças com relação a esta variável. Na presença de plantas há maior disponibilidade de substratos resultantes da rizodeposição, que provavelmente supriu as necessidades por C, e os microrganismos competiram com as plantas pelo N disponível, diminuindo assim o N_{mic} no rejeito cultivado. A incorporação do N da biomassa microbiana no rejeito não cultivado pode ser consequência da decomposição da matéria orgânica pela falta de C e pela disponibilidade de N. Efeitos depressivos das raízes das plantas

no metabolismo de carbono do solo tem sido relatados em estágios iniciais devido à competição entre microrganismos e plantas pela disponibilidade de nutrientes inorgânicos (MAJI et al., 2017).

A relação C_{mic}/COT apenas foi influenciado pela presença ou ausência de planta, com o rejeito não cultivado apresentando maior valor desta relação. Baixos valores de C_{mic}/COT podem ser ocasionados por circunstâncias em que a microbiota se encontra sob algum fator de estresse ou devido a baixa qualidade nutricional da matéria orgânica, fazendo que a biomassa microbiana torne-se incapaz de utilizar totalmente o C orgânico (GAMA-RODRIGUES E GAMA-RODRIGUES, 2008; SILVA et al., 2010).

As propriedades biológicas e bioquímicas podem ser importantes em estudos de alterações no solo ou no status de degradação e recuperação do solo (GUMUS e SEKER, 2015). Em particular, as atividades enzimáticas são especialmente significativas, tendo em vista sua contribuição na capacidade de o solo ou substratos de degradarem a matéria orgânica (CARAVACA et al., 2006). No geral, as enzimas hidrolíticas são boas escolhas na avaliação de qualidade do solo, porque os organismos decompositores de resíduos orgânicos são provavelmente os principais contribuintes para a atividade enzimática (DICK et al, 1996). A atividade dessas enzimas (β -glicosidase, fosfatase ácida, arilsulfatase) geralmente estão relacionadas com às propriedades físico-químicas do solo, particularmente teor de C, P e S (EZEOKOLI et al., 2020). A fosfatase ácida catalisa a hidrólise de estéres de P orgânico e ácido fosfórico anidro em fosforo inorgânico (VARENNE et al., 2009). A fosfatase ácida (FA) foi a enzima que apresentou a maior atividade no rejeito em relação às demais enzimas avaliadas. Isso pode ser explicado por pela produção da fosfatase ácida tanto por microrganismos como por plantas, para atender a grande demanda por P (componente de ácidos nucleicos, ATP, fosfolipídios) e pela baixa mobilidade do P, que requer maior atividade da fosfatase (MA et al., 2018).

O uso do ácido húmico acarretou em menor atividade da β -glicosidase em relação ao ácido esteárico. A fosfatase ácida e a β -glicosidase foram afetadas pela planta, sendo a maior atividade apresentada pelo tratamento com planta, provando que as plantas desencadeiam a atividade dessas enzimas (KUMAR et al., 2017). Na presença de compostos orgânicos liberados pelas raízes, com relações C/N maiores, a demanda microbiana por outros

nutrientes aumenta, e os microrganismos produzem enzimas degradadoras de MOS para extrair os nutrientes (KUMAR et al., 2017).

A β -glicosidase desempenha função crítica na liberação de açúcares que agem como fonte de energia para microrganismos (VARENNE et al., 2009). Isso explica sua maior atividade no rejeito cultivado, e parece estar relacionada com os condicionadores utilizados mais lábeis (ácido esteárico e inoculante). O uso de inoculantes tem este efeito sobre a atividade de β -glicosidase, como verificado por Caravaca et al. (2006) em solo rizosférico inoculado com FMA.

A arilsulfatase atua para catalisar a hidrólise de estéres orgânicos de enxofre e liberar S ligado organicamente em soluções do solo (TURNER et al., 2016; MORI et al., 2020). No presente estudo, apesar de apresentar baixa atividade no rejeito em relação as outras enzimas, a Arilsulfatase sofreu influência do uso dos condicionadores, mas não das plantas, com destaque para quando se utilizou inoculante.

O uso de condicionadores orgânicos e o próprio crescimento das plantas podem induzir a mudanças na comunidade microbiana. A ferramenta utilizada neste estudo para determinar a composição da comunidade microbiana - o perfil de PLFA, fornece informações acerca da comunidade viável (os ácidos graxos fosfolipídios estão presentes em células vivas) e é expressa em termos de grupos, mas não de espécies (COURTNEY et al., 2014a).

A biomassa microbiana total (PLFA_{total}) e a biomassa de grupos específicos foram semelhantes no rejeito quando condicionadores não foram utilizados, mas tiveram seus teores aumentados com a adição de alguns condicionadores. O cultivo com a gramínea não influenciou a biomassa microbiana total, o que contraria resultados obtidos em outros trabalhos, onde tratamentos com plantas e condicionadores aumentaram a biomassa em solos de áreas de mineração (BASANTA et al., 2017). As plantas podem ser determinantes no predomínio dos grupos, ao ponto de a biomassa de bactérias (PLFABACT) ser favorecida em solos com plantas e a de fungos (PLFAFUNG) quando não se promove o cultivo, tendo em vista que na rizosfera as bactérias são estimuladas (WARDLE, 1992; BASANTA et al., 2017). No presente estudo e de uma forma geral, o ácido esteárico e o inoculante foram os condicionadores que apresentaram tendência de proporcionar aumento na biomassa de fungos e bactérias, embora esse aumento não tenha sido significativo em relação ao controle.

Por outro lado, o uso do ácido húmico definitivamente não favorece ganhos em termos de biomassa microbiana.

A presença das plantas acentuou o efeito dos condicionadores PAM e ácido esteárico na biomassa de bactérias gram positivas (PLFABGP) e até mesmo no tratamento controle. Isso mostra a importância das raízes em aumentara biomassa microbiana do rejeito. Ácido esteárico e inoculante destacam-se enquanto condicionadores para ganhos em termos de biomassa de bactérias gram negativas (PLFABGN), mas apenas o primeiro apresentou diferenças expressivas e cumulativas com o rejeito cultivado.

5. CONCLUSÕES

Todos os condicionadores proporcionaram aumento do carbono do rejeito, com destaque para AH. O PAM proporciona incremento do teor de C-MOP e N das frações da matéria orgânica.

No geral a estrutura da comunidade microbiana não se diferenciou entre o controle e os condicionadores, apenas houve aumentos da biomassa de grupos específicos proporcionados principalmente pelo AE e INOC.

O inoculante é um condicionador promissor para uso no condicionamento biológico e químico do rejeito de mineração de bauxita.

Nas condições em que foram realizadas este estudo, as plantas não favoreceram o aumento do carbono da biomassa microbiana, indicando competição entre plantas e microrganismos por N.

REFERÊNCIAS

ARIAS, M. E. et al. Soil health - a new challenge for microbiologists and chemists. **International Microbiology**, v. 8, p. 13–21, 2005.

BAREA, J. M.; AZCÓN, R.; AZCÓN-AGUILAR, C. Mycorrhizosphere interactions to improve plant fitness and soil quality. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, p. 343–351, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1020588701325>. Acesso em: 21 jul. 2020.

BASANTA, R.; DE VARENNES, A.; DIAZ-RAVINA, M. Microbial community structure and biomass of a mine soil with different organic and inorganic treatments and native plants. **Journal Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, p. 839-852, 2017. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017000400001>. Acesso em: 10 jun. 2020.

BASTOS, R.S. et al. Formação e estabilização de agregados do solo influenciados por ciclos de umedecimento e secagem após adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 21-31, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000100003>. Acesso em: 19 mar. 2020.

BORGES, S.R. et al. Practices for rehabilitating bauxite-mined areas and an integrative approach to monitor soil quality. **Land degradation & development**, v. 30, p. 866-877, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.3273>. Acesso em 22 mar. 2020.

BRANDÃO, E. D.; SILVA, I. F. Formação e estabilização de agregados pelo sistema radicular de braquiária em um Nitossolo Vermelho. **Ciência Rural**, v. 42, p. 1193-1199, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782012000700009>. Acesso em: 17 jul. 2020.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>. Acesso em: 11 mar. 2020.

CARAVACA, F. et al. Formation of stable aggregates in rhizosphere soil of *Juniperus oxycedrus*: effect of AM fungi and organic amendments. **Applied Soil Ecology**, v. 33, p. 30-38, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.09.001>. Acesso em: 10 mar. 2020.

COURTNEY, R.; FEENEY, E.; O'GRADY, A. An ecological assessment of rehabilitated bauxite residue. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 373-379, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.064>. Acesso em: 22 jun. 2020.

COURTNEY, R.; HARRIS, J.A.; PAWLETT, M. Microbial Community composition in a rehabilitated bauxite residue disposal area: A case study for improving microbial

Community composition. **Restoration Ecology**, v. 22, p. 798-805, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12143>. Acesso em: 17 mar. 2020.

DEFILIPPO, B.V.; RIBEIRO AC. **Análise química do solo**. 2º ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 1997. 25 p.

DICK, R. P.; BREAKWELL, D. P.; TURCO, R. F. **Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators**. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J., eds. *Methods for assessing soil quality*. Madison, Soil Science Society of America, 1996. p. 247-272. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c15>. Acesso em: 10 jun. 2020.

DOSE, H. L. et al. Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation. **Ecological Indicators**, v. 58, p. 244–253, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.059>. Acesso em: 20 mar. 2020.

EZEOKOLI, O. T. et al. Structural and functional differentiation of bacterial communities in post-coal mining reclamation soils of South Africa: bioindicators of soil ecosystem restoration. **Science Reports**, v. 10, p. 1-14, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58576-5>. Acesso em: 9 jul. 2020.

FENG, L. et al. Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. **Earth-science Reviews**, v. 191, p. 12-25, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>. Acesso em: 20 mar. 2020.

FESTIN, E.S. et al. Progresses in restoration of post-mining landscape in Africa. **Journal of Forestry Research**, v. 30, p. 381–396, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x>. Acesso em: 10 mar. 2020.

FREITAS, C. M. DE. et al. From Samarco in Mariana to Vale in Brumadinho: Mining dam disasters and public health. **Caderno de Saúde Pública**, v. 35, e00052519, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311X0005251>. Acesso em: 13 jun. 2020.

FROSTEGÅRD, Å.; TUNLID, A.; BÅÅTH. Use and misuse of PLFA measurements in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1621-1625, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>. Acesso em: 27 mar. 2020.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. **Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes**. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O., eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, p. 159-170, 2008.

GARCÍA, C. et al. Organic amendment and mycorrhizal inoculation as a practice in afforestation of soils with *Pinus halepensis* Miller: effect on their microbial activity. **Soil**

Biology and Biochemistry, v. 32, p. 1173-1181, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00033-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00033-X). Acesso em: 09 mar. 2020.

GONÇALVES, S. G. et al. Efeito de aditivos no comportamento reológico do rejeito de bauxita. **Cerâmica**, v. 61, p. 1-5, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0366-69132015613571808>. Acesso em: 12 mar. 2020.

GUIMARÃES, L. A. O. P. et al. Physical quality of bauxite tailing after a decade of environmental recovery. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, p. 192-200, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20180022>. Acesso em: 20 jun. 2020.

GUMIERE, T. et al. Phosphorus source driving the soil microbial interactions and improving sugarcane development. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1-9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40910-1>. Acesso em: 17 mar. 2020.

GUMUS, I.; SEKER, C. Influence of humic acid applications on modulus of rupture aggregate stability, electrical conductivity, carbono and nitrogen content of a crusting problem soil. **Solid Earth**, v. 6, p. 1231-1236, 2015. Disponível em: [10.5194/se-6-1231-2015](https://doi.org/10.5194/se-6-1231-2015). Acesso em: 10 jul. 2020.

HAMIDOVIC, S. et al. Response of microbial Community composition in soils affected by coal mine explotation. **Environmental Monitoring and Assesment**, v. 192: 364, p. 2-17 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08305-2>. Acesso em: 12 jul. 2020.

HAYNES, R. J. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grassbased leys. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1821-1830, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00102-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00102-9). Acesso em: 10 jul. 2020.

JACKSON, O. et al. Rhizosphere carbono supply accelerates soil organic matter decomposition in the presence of fresh organic substrates. **Plant Soil**, v. 440, p. 473-490, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04072-3>. Acesso em: 20 jun. 2020.

JAGADAMMA, S. et al. Substrate quality alters the microbial mineralization of added substrate and soil organic carbon. **Biogeosciences**, v. 11, p. 4665-4678, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-11-4665-2014>. Acesso em: 12 abr. 2020.

JOSA, R.; JORBA, M.; VALLEJO, V. R. Opencast mine restoration in a Mediterranean semiarid environment: Failure of some common practices. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 183- 191, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.020>. Acesso em: 12 abr. 2020.

KLAUBERG-FILHO, O. et al. **Ecologia, função e potencial de aplicação de fungos micorrízicos arbusculares em condições de excesso de metais pesados**. In: P. VIDAL-

TORRADO, L.R.F. ALLEONI, M. COOPER, A.P. SILVA E E.J. CARDOSO (eds.). Tópicos em ciência do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFV - Viçosa, p. 85-144, 2005.

KUMAR, A. et al. Effects of maize roots on aggregate stability and enzyme activities in soil, **Geoderma**, v. 306, p. 50-57, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.007>. Acesso em: 10 jul. 2020.

KUMAR, A. et al. Effects of maize roots on aggregate stability and enzyme activities in soil. **Geoderma**, v. 306, p. 50-57, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.007>. Acesso em 23 mar. 2020.

MA, B. et al. Exploring soil amendment strategies with polyacrylamide to improve soil health and oat production in a dryland farming ecosystem: one-time versus repeated annual application. **Land degradation & Development**, v. 31, p. 1176-1192, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.3482>. Acesso em: 22 mar. 2020.

MA, X. et al. Spatial patterns of enzyme activities in the rhizosphere: Effects of root hairs and root radius. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 118, p. 69-78, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.12.009>. Acesso em: 22 mar. 2020.

MARCELO, V. F. **Uso de condicionador de baixo impacto ambiental para melhoria da qualidade de solos coesos de Pernambuco**. 2019. 92f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e meio ambiente), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

MAJI, D. et al. Humic acid rich vermicompost promotes plant growth by improving microbial Community structure of soil as well as root nodulation and mycorrhizal colonization in the roots of *Pisum sativum*. **Applied Soil Ecology**, v. 110, p. 97-108, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.10.008>. Acesso em: 10 jun. 2020.

MORI, T. et al. Effects of 14 years continuous nitrogen addition on soil arylsulfatase and phosphodiesterase activities in a mature tropical forest. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, e00934, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00934>. Acesso em: 20 jul. 2020.

NKUEKAM, G. K.; COWAN, D. A.; VALVERDE, A. Arable agriculture changes soil microbial communities in the South African Grassland Biome. **South Africa Journal of Science**, v. 114, p. 1- 7, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.17159/sajs.2018/20170288>. Acesso em: 20 jul. 2020.

OLIVEIRA, D. M. S. et al. Soil Quality and Grass Yield in a Mined Area under Poultry Litter Application in Minas Gerais State, Brazil. **Annals of Agricultural Crop Science**, v. 1, p. 1- 6, 2016.

- OLIVEIRA, D. M. S. et al. Carbon fluxes from different pools in a mined area under reclamation in Minas Gerais state, Brazil. **Land degradation e development**, v. 28, p. 507-514, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2601>. Acesso em: 10 jul. 2020.
- RAMSEY, P. W. et al. Choice of methods for soil microbial Community analysis: PLFA maximizes power compared to CLPP and PCR based approaches, **Pedobiologia**, v. 50, p. 275-280, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.03.003>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- REIS, D. A.; LIMA, C. L. R.; PAULETTO, E. A. Resistência tênsil de agregados e compressibilidade de um solo construído com plantas de cobertura em área de mineração de carvão em Candiota, RS. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 38, p. 669-678, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000200031>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- RIUTTI, S. et al. Relationships between the density and activity of microbial communities possessing arylsulfatase activity and soil sulfate dynamics during the decomposition of plant residues soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 70, p. 88-96, 2015.
- SAYED, I. M.; YOH, T. B. Organic matter dynamics, aggregation, and carbono sequestration in mine tailings amended with humic substances. **Communications in soil Science and Plant Analysis**, v. 40, p. 1529-1545, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103620902820381>. Acesso em: 10 mar. 2020.
- SHRESTA, R. K.; LAL, R. Carbon and nitrogen pools in reclaimed land under forest and pasture ecosystems in Ohio, USA. **Geoderma**, v. 157, p. 196-205, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.013>. Acesso em: 16 mar. 2020.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v. 161, p. 168-176, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015>. Acesso em: 10 mar. 2020.
- SHRESTHA, R. K.; LAL, R. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. **Environment International**, v. 32, p. 781-796, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.001>. Acesso em: 10 mar. 2020.
- SILVA, R. R. et al. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes - MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1584-1592, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500011>. Acesso em: 20 jul. 2020.
- SMITH, K. A.; CONEN, F. Measurement of trace gases, I: Gas analysis, chamber methods, and related procedures. In: Smith KA and Cresser MS (eds) **Soil and environmental analysis. Modern instrumental techniques**. Marcel Dekker: New York, p. 433-476, 2003.

- SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal Soil Research**, v. 301 p. 95-207, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SR9920195>. Acesso em: mar. 2020.
- STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable Land: microbiological indicators. **Acta Agriculturae Scandinavica B Soil and Plant Science**, v. 49, p. 1 – 24, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09064719950135669>. Acesso em: 10 mar. 2020.
- STUMPF, L. et al. Condição física e desenvolvimento radicular de gramíneas em solo construído após mineração de carvão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 1078-1087, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900007>. Acesso em: 20 jun. 2020.
- TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J.; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre. UFRGS, 1995. 215 p.
- TEIXEIRA, R. S. et al. Impact of fertilization on cover crops and microbial community on a bauxite-mined soil undergoing reclamation. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 182, p. 515-523, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.201800586>. Acesso em: 10 jun 2020.
- TEIXEIRA, R. S. et al. Short-term effects of maize rhizosphere and N-fertilization on stable organic matter in a tropical soil. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, p. 418-429, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5539/jas.v11n1p418>. Acesso em: 15 ago. 2020.
- TIAN, X. et al. Effects of Polymer materials soil physicochemical properties and bacterial Community structure under drip irrigation. **Applied Soil Ecology**, v. 150, p. 1-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103456>. Acesso em: 9 jul. 2020.
- TISCHER, A.; BLAGODATSKAYA, E.; HAMER, U. Microbial community structure and resource availability drive the catalytic efficiency of soil enzymes under land-use change conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 89, p. 226-237, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.011>. Acesso em: 2 ago. 2020.
- TRIVEDI, P et al. Soil aggregate size mediates the impacts of cropping regimes on soil carbono and microbial communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 91, p. 169-181, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.034>. Acesso em 15 ago. 2020.
- TURNER, B. L. et al. Sulfur dynamics during long-term ecosystem development. **Biogeochemistry**, v. 128, p. 281-305, 2016. Disponível em: [10.1007/s10533-016-0208-6](https://doi.org/10.1007/s10533-016-0208-6). Acesso em: 11 jun. 2020.
- U.S. **Geological Survey. Mineral commodity summaries 2020**. 200 p. Disponível em: <https://doi.org/10.3133/mcs2020>. Acesso em: 1 ago. 2020.

VARENNE, A.; CUNHA-QUEDA, C.; QU, G. Amendment of an acid mine soil with compost and polyacrylate polymers enhances enzymatic activities but may change the distribution of plant species. **Water Air Soil Pollution**, v. 208, p. 91-100, 2009. Disponível em: [10.1007/s11270-009-0151-4](https://doi.org/10.1007/s11270-009-0151-4). Acesso em: 13 jun. 2020.

VILAS BOAS, H. F. et al. Soil organic carbon recovery and coffee bean yield following bauxite mining. **Land degradation & development**, v. 29, p. 1565-1573, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.2949>. Acesso em 2 jun. 2020.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews**, v. 67, p. 321-358, 1992. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017000400001>. Acesso em 13 jun. 2020.

WILLERS, C.; JANSEN VAN RENSBURG, P. J.; CLAASSENS, S. Phospholipid fatty acid profiling of microbial communities - a review of interpretations and recent applications. **Journal of Applied Microbiology**, v. 119, p. 1207-1218, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jam.12902>. Acesso em: 25 jul. 2020

XU, S. et al. Effect of synthetic and natural water absorbing soil amendments on soil microbiological parameters under potato production in a semiarid region. **European Journal of soil biology**, v. 75, p. 8-14. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.04.002>. Acesso em 11 ago. 2020.

XU, Y. et al. Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 148-159, 2018 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.214>. Acesso em 19 ago. 2020.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de condicionadores no rejeito de bauxita parece ser uma estratégia promissora, principalmente para a estabilização de agregados. Nesse sentido, estudos com o uso da poliacrilamida e ácido esteárico devem ser incrementados, em especial considerando maior tempo de avaliação e repetição das doses aplicadas.

O rejeito de bauxita não apresentou restrições significativas para o desenvolvimento da *Urochloa brizantha*, desde que haja adubação suplementar. A indicação de uso desta gramínea ainda sofre resistência no país por conta de ser uma espécie exótica, entretanto, os ganhos ecológicos, de qualidade do solo e de estabilização do terreno deveriam ser melhor considerados pelos órgãos ambientais, de forma a permitir seu uso na recuperação de áreas alteradas.

O presente estudo avaliou o uso individual de condicionadores, entretanto, uma vez identificado ganhos com cada um deles, um próximo passo pode ser a avaliação da adição combinada desses materiais. Desta forma poderíamos ter ganhos em diferentes frentes com o uso de condicionadores mais promissores. Isto em tese pode ser conseguido, uma vez que identificou condicionadores que favoreciam mais a estrutura, enquanto outros aumentaram a resistência dos agregados ao impacto da gota, e ainda outros que promoveram a atividade microbiana.

O PAM mostrou melhor desempenho na melhoria das características físicas e biológicas do rejeito na presença de planta.