

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ-UNIFEI
MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**INDICADORES DA QUALIDADE DE SOLO NA AVALIAÇÃO
DA CONDIÇÃO AMBIENTAL DE ÁREA DE LIXÃO
DESATIVADO EM OURO FINO-MG**

Thaís Aparecida Costa da Silva

Itajubá (MG)

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ-UNIFEI
MESTRADO EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

THAÍS APARECIDA COSTA DA SILVA

INDICADORES DA QUALIDADE DE SOLO NA AVALIAÇÃO DA
CONDIÇÃO AMBIENTAL DE ÁREA DE LIXÃO DESATIVADO EM
OURO FINO-MG

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Área de concentração: Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Rogério Melloni - UNIFEI

Coorientadora: Profa. Dra. Eliane Guimarães Pereira Melloni - UNIFEI

Itajubá (MG)

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
INSTITUTO DE RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM NÍVEL DE MESTRADO EM MEIO
AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

FOLHA DE APROVAÇÃO

Autora: **Thaís Aparecida Costa da Silva**

Título: **Indicadores da qualidade de solo na avaliação da condição ambiental de área de
lixão desativado em Ouro Fino-MG.**

Dissertação apresentada em 28 de fevereiro de 2019.

À Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Prof. Dr. Rogério Melloni (orientador)
UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá

Prof^ª. Dra. Eliane Guimarães Pereira Melloni (Coorientadora)
UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá

Prof^ª. Dra. Maria Rita Raimundo e Almeida
UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá

Prof. Dr. Jamil de Moraes Pereira
IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes

Dedico este trabalho ao meu doce e eterno anjo, Ana Laura
e aos meus pais, João e Ivone.

Aqueles que têm um grande autoControle, ou que estão totalmente absorvidos no trabalho, falam pouco. Palavra e ação juntas não andam bem. Repare na natureza: trabalha continuamente, mas em silêncio.

(Mahatma Ghandi)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à Deus, por sempre me mostrar, ao longo desta caminhada, que os desafios vivenciados são formas de renovar a nossa fé e por sempre me proteger nas inúmeras viagens que fiz até à UNIFEI.

Expresso aqui minha gratidão, ao meu professor, orientador e amigo Rogério Melloni, pois acredito que sua presença ao longo desta trajetória permitiu que eu melhorasse como pessoa e aprendesse a admirar um profissional da educação que não exerce simplesmente seu trabalho como docente, mas também nos ensina a cada dia a importância de amar aquilo que escolheu como profissão. Agradeço, também, à UNIFEI, aos professores e demais funcionários que participaram da vida acadêmica no mestrado. Com muito carinho agradeço o Williams, que infelizmente nos deixou durante esta caminhada, mas durante o tempo presente sempre nos fez sorrir e enxergar o lado bom de todas as coisas. Sou grata, àqueles que sempre apoiaram minha pesquisa, em especial o professor Jamil Pereira, minha co-orientadora professora Eliane Melloni.

À minha família, agradeço cada palavra de incentivo e de tranquilidade, sem o apoio de vocês eu jamais teria concretizado este curso. Aos meus pai e mãe, lhes digo que vocês certamente não têm noção do quanto a torcida de vocês me fortalece a cada dia. A vocês, João Paulo e Luciana, saibam que são uma lição diária de como ser uma boa pessoa que caminha com fé. Ao meu anjo da guarda, Ana Laura, agradeço por ter transformado meu coração e me ensinado em tão pouco tempo como ser uma pessoa menos egoísta, centrada, com respeito ao próximo e calma. A você, Douglas, meu esposo, amigo, voluntário, motorista e colega de estudos durante estes anos, deixo aqui meu sentimento de gratidão por cada momento.

As amizades que fiz no mestrado, expresso aqui minhas palavras de imenso carinho, principalmente àqueles que foram tão presentes como a Letícia Alcântara, Jaíne, Natália Goulart e Polianna. Às amizades que cultivo há muitos anos, agradeço a cada palavra de incentivo e ânimo nos momentos difíceis, sou grata principalmente aos meus amigos Thais Machado, Yara Viço e Luiz Felipe do Couto, que sempre me escutam, aconselham e torcem pela minha felicidade.

Deixo aqui meu reconhecimento de auxílio de muitos colegas, do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes, e da agência de financiamento CAPES, os quais contribuíram para que esta pesquisa acontecesse.

Por fim, descrevo brevemente minha experiência com essa jornada: foram anos difíceis, mas os melhores que eu vivi até o dia de hoje.

RESUMO

Os lixões, considerados como locais inadequados para disposição dos resíduos sólidos, são capazes de promover inúmeros impactos negativos ao meio ambiente durante seu funcionamento e posteriormente ao encerramento das suas atividades. O solo é considerado o principal desafio nos projetos de recuperação destas áreas, uma vez que seus atributos químicos, físicos e biológicos são fortemente afetados. O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade do solo da área de um lixão por meio de indicadores físicos, químicos e biológicos em duas profundidades. A área de pesquisa trata-se, portanto, de um lixão que foi desativado no ano de 2006, com 2,5 hectares, localizado no município de Ouro Fino-MG. Na pesquisa, foi adotada a subdivisão da área de estudo em: Área 1 (lixão desativado), a qual foi dividida em cinco subáreas e Área 2, considerada Controle. Para análise da qualidade do solo destas áreas, foram avaliados atributos físicos, químicos e biológicos. A coleta de amostras de solo para análise dos atributos químicos, físicos e biológicos se deu em período chuvoso. Para determinação dos atributos microbiológicos e químicos foram coletadas 5 amostras compostas em cada subárea e da área Controle, em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm) e determinados: pH em água, Ca, Mg, P, K, MOS, SB, CTC, V%, m%, Zn, Fe, Mn, Cu, e B. Também foram analisados, na profundidade 0-10 cm, os metais pesados: Chumbo (Pb), Arsênio (As), Mercúrio (Hg), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Bário (Ba), Cobre (Cu), Cádmio (Cd) e Níquel (Ni). Como atributos microbiológicos foram determinados atividade e biomassa microbianas, carbono e quociente metabólico (qCO_2). Para determinação dos atributos físicos foram coletadas cinco amostras deformadas de cada subárea e da área Controle, na profundidade 10-20 cm e determinados: densidade de partículas, estabilidade de agregados via úmida (diâmetro médio geométrico - DMG e diâmetro médio ponderado - DMP). A amostragem de meso e macrofauna foi realizada por meio de método de armadilhas de queda do tipo "Trampas de Tretzel" (Pitfall traps) e, posteriormente, analisada analisados riqueza, abundância e número de indivíduos. Para análise dos resultados foi empregada estatística multivariada de componentes principais (PCA), estabelecendo relações entre os indicadores de qualidade do solo e as áreas de estudo, por meio do *software* Past. Há diferenças na qualidade do solo do lixão em relação à área Controle. Os indicadores biológicos estão positivamente relacionados à presença de resíduos orgânicos/serapilheira e podem ser utilizados para prever o estado da recuperação do solo de lixão desativado. A utilização de indicadores de qualidade do solo possibilita o agrupamento das áreas e a indicação de técnicas particulares para cada uma. Os resultados permitiram inferir que há diferenças na qualidade do solo do lixão em relação à área Controle no que diz respeito aos seus aspectos químicos, físicos e biológicos, independentemente da profundidade avaliada. Com exceção dos indicadores químicos (m%, MO, Mn, Bo, Fe e Cu), físico (DMG) e biológicos (atividade microbiana, número de indivíduos e riqueza), todos os indicadores de qualidade do solo utilizados neste estudo foram sensíveis para distinguir as áreas de estudo e podem ser utilizados na avaliação da qualidade do solo de áreas de lixão. No entanto, a interpretação dos resultados deve ser feita com ressalvas uma vez que, para a avaliação da condição ambiental dessas áreas, outros atributos devem ser considerados.

Palavras – chave: Disposição Final de Resíduos Sólidos. Saúde do solo. Recuperação de Áreas Degradadas.

ABSTRACT

Dumps, considered as inappropriate sites for the disposal of solid waste, are capable of promoting numerous negative impacts to the environment during the operation and after the closure of its activities. Soil is considered the main challenge in the recovery projects of these areas, since its chemical, physical and biological attributes are strongly affected. The present study had the objective of analyze the sensitivity of soil quality indicators to the changes provided by the deactivation of a landfill as a function of time. The research area is a dumps that was deactivated in the year 2006, with 2,5 hectares, located in the city of Ouro Fino-MG. In the research, the subdivision of the study area was adopted in: Area 1 (deactivated dump), which was divided into five subareas and Area 2, considered control. For the soil quality analysis of these areas, physical, chemical and biological attributes were evaluated. The collection of soil samples for analysis of chemical, physical and biological attributes occurred in the rainy season. To determine the microbiological and chemical attributes, 5 samples were collected in each subarea and the control area, in two depths (0-10 cm and 10-20 cm) and determined: pH in water, Ca, Mg, P, K, MOS , SB, CTC, V%, m%, Zn, Fe, Mn, Cu, B. The heavy metals were analyzed in depth 0-10 cm: Lead (Pb), Arsenic (As), Mercury (Hg), Cobalt (Co), Chromium (Cr), Barium (Ba), Copper (Cu), Cadmium (Cd) and Nickel (Ni). As microbiological attributes were determined microbial activity and biomass, carbon and metabolic quotient (qCO₂). To determine the physical attributes, five deformed samples of each subarea and control area were collected at depth 10-20 cm and determined: particle density, wet aggregate stability (geometric mean diameter - DMG and weighted mean diameter - DMP). Sampling of meso and macrofauna was carried out using a Pitfall traps method, and afterwards analyzed the richness, abundance and number of individuals. For the analysis of the results it was used multivariate statistical of main components (PCA), establishing relations between the indicators of soil quality and the study areas, through Past software. There are differences in the soil quality of the dumps in relation to the Control area. The biological indicators are positively related to the presence of organic litter / litter and can be used to predict the state of recovery of the depleted dump soil. The use of soil quality indicators enables the grouping of areas and the indication of particular techniques for each one. The results allowed to infer that there are differences in the soil quality of the dumps in relation to the Control area with respect to its chemical, physical and biological aspects, independently of the evaluated depth. Except for the chemical indicators (m%, MO, Mn, Bo, Fe and Cu), physical (DMG) and biological indicators (microbial activity, number of individuals and richness), all soil quality indicators used in this study were sensitive to distinguish the study areas and can be used to assess the soil quality of landfill sites. However, the interpretation of the results should be done with caveats since, for the evaluation of the environmental condition of these areas, other attributes must be considered.

Keywords: Final Disposal of Solid Waste. Soil Health. Recovery of Degraded Areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Disposição dos resíduos sólidos em lixões.	21
Figura 2 - Disposição dos resíduos sólidos em aterro controlado.....	22
Figura 3 - Disposição dos resíduos sólidos em aterro sanitário.	22
Figura 4 – Croqui de descrição das áreas de estudo.....	35
Figura 5 - Variações do clima na região das áreas de estudo segundo a Estação Meteorológica de Itajubá/MG referente a dezembro de 2016.	36
Figura 6 - Variações do clima na região das áreas de estudo segundo a Estação Meteorológica de Itajubá/MG referente a março de 2017.....	36
Figura 7 - Área do lixão desativado, em 2010.	38
Figura 8 - Área do lixão desativado, em 2013.	38
Figura 9 - Área do lixão desativado, em 2014.	38
Figura 10 - Área do lixão desativado, em 2016.	38
Figura 11 - Abertura realizadas no solo para que os potes de vidro fossem encaixados.	45
Figura 12 - Pote encaixado na abertura do solo na altura da superfície.....	45
Figura 13 - Adição de 200 ml da solução de água mineral e detergente neutro no interior dos potes de vidro.	45
Figura 14 - Finalização da montagem das armadilhas com a instalação das coberturas com cumbucas de isopor e palitos de madeira.	45
Figura 15 - Abundância dos grupos taxonômicos encontrados nas áreas de estudo por armadilha do tipo Pitfall Traps. Área 1 do lixão (A, B, C, D e E) e área 2 (Controle).....	Erro! Indicador não definido.
Figura 16 - Alguns espécimes de invertebrados capturados em armadilhas de queda.....	61
Figura 17 – Resultado da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade do solo na profundidade 0-10 cm.....	Erro! Indicador não definido.

Figura 18 - Resultado da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade do solo na profundidade 10-20 cm.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 19 - Comparação da proposta inicial de divisão das áreas de estudo com o agrupamento obtido por meio da análise de PCA.	66
Figura 20 - Estrada de acesso a área de estudo,	82
Figura 21 - Visão panorâmica das Subareas de estudo A, B e C e de parte do acesso as áreas de estudo.....	82
Figura 22 - Visão panorâmica das Subáreas D e E.	83
Figura 23 - Massa de resíduos exposta na Subárea D.	83
Figura 24 - Massa de resíduos sólidos exposta na Subárea C.....	84

LISTA DE SIGLAS

As – Arsênio

Ba - Bario

BMS – Biomassa microbiana do solo

C – Carbono

Ca – Cálcio

Cd - Cadmio

Cm – Centímetro

Co - Cobalto

CTC – Capacidade de Troca de Cátions

Cr - Cromo

Cu – Cobre

DMG – Diâmetro médio geométrico

DMP – Diâmetro médio ponderado

Dp – Densidade de partículas

Fe – Ferro

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente

K – Potássio

m% - Saturação por alumínio

Mg – Magnésio

mm – Milímetro

Mn – Manganês

MO – Matéria orgânica

Ni - Níquel

OCSE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

P – Fósforo

Pb - Chumbo

PCA – Análise dos componentes principais

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

qCO₂ – Quociente metabólico

RS – Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos sólidos urbanos

SB – Soma de Bases

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

SNVIS – Sistema Nacional de Vigilância Sanitária

SUASA - Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária

V% - Saturação por bases

Zn – Zinco

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados do indicador químico pH, SB, CTC e V% avaliados na Área 1 (A,B,C,D ,E) e Área 2 (Controle).....	47
Tabela 2 - Resultados obtidos para os indicadores químicos P, K e Ca avaliados na Área 1 (A,B,C,D ,E) e Área 2 (Controle).....	49
Tabela 3 - Resultados dos indicadores químicos Mg e Zn avaliados na Área 1 (A, B,C,D ,E) e Área 2 (Controle).	51
Tabela 4 - Resultados dos indicadores químicos Mn e Bo avaliados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).....	51
Tabela 5 - Resultados da concentração de metais pesados da Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).	53
Tabela 6 - Resultados dos indicadores físicos DP, DMG e DMP Mn e Bo avaliados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).....	54
Tabela 7 - Resultados obtidos para atividade microbiana no período chuvoso.	56
Tabela 8 - Resultados obtidos para biomassa microbiana e qCO_2 /dia.	56
Tabela 9 - Resultados obtidos para número de indivíduos e riqueza.	57

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos	17
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1	Resíduos sólidos	18
3.2	Disposição final	19
3.3	Desativação de lixões.....	23
3.3.1	Aspectos gerais.....	23
3.3.2	Recuperação das áreas de lixões desativados.....	25
3.4	O solo: um desafio para a recuperação de áreas de lixões desativados	25
3.5	Indicadores de qualidade do solo.....	27
3.5.1	Indicadores físicos e químicos	28
3.5.2	Indicadores biológicos.....	30
4	METODOLOGIA	35
4.1	Caracterização das áreas de estudo	35
4.1.1	Localização geográfica e variações climáticas.....	35
4.1.2	Descrição geral.....	37
4.2	Coleta de amostras de solo e análise dos seus atributos de qualidade	43
4.2.1	Indicadores químicos.....	43
4.2.2	Indicadores físicos.....	43
4.2.3	Indicadores Biológicos	44
4.3	Análise estatística	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1	Indicadores químicos de qualidade do solo	47
5.2	Indicadores físicos de qualidade do solo	54
5.3	Indicadores biológicos de qualidade do solo	56
5.4	Análise dos componentes principais (ACP)	63
6	CONCLUSÃO	68
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	69
	REFERÊNCIAS	70
8	APÊNDICES.....	79

1 INTRODUÇÃO

Entre os sistemas de disposição final de resíduo sólido urbano (RSU) adotados no Brasil, encontram-se os lixões, os quais podem ser caracterizados pela simples descarga de resíduos sobre o solo, sem qualquer medida de proteção ambiental (CEMPRE, 2010).

Devido às suas características, os lixões ocasionam uma infinidade de impactos negativos ao solo e água, principalmente em função da alta taxa de geração de chorume em meio à degradação dos resíduos orgânicos, o que resulta em contaminação dos recursos naturais, porque o resíduo sólido disposto a céu aberto troca energia e matéria com o ecossistema constantemente.

Em virtude da necessidade de gerenciamento adequado dos resíduos sólidos que inclui aspectos relacionados à disposição final, em 2010, foi sancionada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, que deliberou, entre outros quesitos, o encerramento das atividades dos lixões no país. Em função desta exigência legal, vários projetos foram elaborados a fim de desativar os lixões em todo o território nacional.

Em Minas Gerais, o ideal de erradicar os lixões antecedeu a exigência legal nacional imposta pela PNRS, pois, em 2001, o estado lançou o Programa ‘Minas sem Lixões’, com o objetivo de incentivar os municípios mineiros a encerrar as atividades deste sistema de disposição final (FEAM, 2008).

O encerramento das atividades dos lixões minimiza grande parte dos impactos ambientais negativos, no entanto, após sua desativação, as áreas destinadas à disposição final devem ser recuperadas, de forma a mitigar os impactos previamente provocados durante suas atividades e encerramento. Contudo, a recuperação destas áreas é difícil, visto que, além da sua contaminação em função da degradação dos resíduos dispostos, ainda há problemas advindos do aterramento da massa de resíduos, como a perda das características do solo natural.

Para recuperar estas áreas é essencial o conhecimento dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, pois estes podem ser considerados como responsáveis pelo sucesso do projeto de recuperação, afinal, os atributos que governam sua qualidade podem ser utilizados para definir as melhores técnicas a serem adotadas na área a ser recuperada (RESENDE et al., 2015; ROCHA et al., 2015).

O uso de indicadores físicos se justifica pelo fato destes serem capazes de fornecer informações sobre processos hidrológicos, além de influenciarem o suprimento e armazenamento de água no solo (GOMES; FILIZOLA, 2006). Os indicadores químicos são capazes de refletir o comportamento no solo no que diz respeito a sua fertilidade, permitindo observar possíveis mudanças no solo em função do manejo adotado (FREITAS et al., 2017).

Em especial, os atributos biológicos têm ganhado cada vez mais destaque nos estudos de qualidade do solo, pois os organismos presentes no solo são capazes de indicar a capacidade de resiliência nos projetos de recuperação, ou seja, são capazes de apontar qual a capacidade da área para retornar ao seu estado natural ou se há necessidade de intervenção para promover ou acelerar a recuperação (MELLONI, 2007; FIDELIS, 2016).

A área envolvida nesta pesquisa é um lixão desativado no município de Ouro Fino/MG, que encerrou suas atividades há cerca de 12 anos. Esta, após o encerramento, teve a massa de resíduo coberta com solo de área de empréstimo e não foi submetida a nenhum projeto de recuperação. Dessa forma, para avaliar a qualidade do solo dessas áreas degradadas como esta, propõe-se a utilização de indicadores físicos, químicos e biológicos, em função de sua simplicidade, baixo custo e sensibilidade.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar a qualidade do solo da área de um lixão por meio de indicadores físicos, químicos e biológicos em duas profundidades.

2.2 Objetivos específicos

- Quantificar atributos físicos, químicos e biológicos do solo da área de estudo para acessar a sua qualidade;
- Comparar a qualidade do solo do lixão com a área limítrofe de pastagem (controle);
- Analisar a sensibilidade de indicadores de qualidade do solo na distinção das áreas de estudo, possibilitando a sua recomendação para estudos similares.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Para compreensão do efeito da disposição dos resíduos sólidos no solo, é necessário analisar o contexto geral sobre o assunto. Sendo assim, são descritos neste item conceitos sobre resíduos sólidos e sistemas de disposição final. Em seguida, são apresentadas algumas informações sobre o encerramento das atividades dos lixões, bem como seus impactos sobre o solo por meio de indicadores de sua qualidade.

3.1 Resíduos sólidos

O termo resíduo sólido (RS) pode ser conceituado sob diversos aspectos. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) os define como:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

Apesar da terminologia trazer consigo a palavra 'sólido', é importante esclarecer que para efeitos técnicos, RS podem também se apresentar no estado semissólido. De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004, p.1), RS podem se apresentar “nos estados sólidos e semissólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”.

Rejeito é outro termo comum quando se trabalha com essa temática, contudo, resíduos sólidos e rejeito se tratam de objetos diferentes, sendo assim, é importante diferenciá-los, visto que os mesmos devem ser gerenciados de forma distinta. De acordo com Reis Fernandes (2010), resíduos sólidos são aqueles passíveis de reaproveitamento, com capacidade de serem inseridos em novos processos de produção, diferente do rejeito que não pode ser reutilizado devido às suas características.

O Brasil vive uma grande problemática ambiental no que diz respeito aos RS, no entanto, esta situação não é particular ao país, uma vez que os países que mais produzem RS, de acordo com *'What a waste: A global review of solid waste management'*, são países desenvolvidos pertencentes à OCSE (Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento

Econômico, que inclui atualmente 33 países¹), produzindo cerca de metade de todo RS do mundo. O mesmo documento revela que é produzido anualmente, 1,3 bilhões de toneladas de RS no mundo, mas a previsão para 2025 é de 2,2 bilhões de toneladas (THE WORLD BANK, 2012).

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil tem apresentado um crescimento considerável. Ao analisar os dados publicados no Panorama Nacional de Resíduos Sólidos do ano de 2014, constata-se que a geração de RSU aumentou 2,9% entre os anos de 2013 e 2014 no que diz respeito ao peso, o que representa, mais de 2 milhões de toneladas (ABRELPE, 2014).

O mesmo estudo apresenta dados relativos ao estado de Minas Gerais e aponta que a massa de RSU coletado tem crescido, haja vista que, em 2013, foi coletado uma média de 0,810 kg/hab/dia. Em 2014, este número subiu para 0,831 kg/hab/dia, o que impacta o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos do estado, principalmente no que se refere à sua disposição final (ABRELPE, 2014).

O aumento da geração de RS tem se mostrado constante ao longo dos anos, e está ligada a diversos fatores, mas alguns autores destacam que o padrão de consumo está intimamente ligado com as altas taxas de geração de RS. Segundo Godecke, Naime e Figueiredo (2012) a sociedade atual tem criado “necessidades” pelo forte estímulo às práticas de consumo, o que faz com que os atos de consumir e descartar façam parte da rotina da sociedade. Ainda, Pereira e Curi (2013) comentam que a geração de RS está diretamente relacionada com o poder de compra. Logo, com as facilidades de aquisição de bens e produtos ofertados nos últimos anos, o consumismo tem ganhado cada vez mais espaço e, como consequência, é observado o aumento da geração dos RS.

3.2 Disposição final

Antes de tratar sobre a disposição final dos RS, deve-se diferenciar os termos destinação e disposição final. A destinação final de resíduos inclui a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), do Sistema

¹ Irlanda, Estônia, Áustria, Austrália, Bélgica, Islândia, Polônia, Dinamarca, Alemanha, França, Finlândia, Coreia do Sul, Luxemburgo, Canadá, República Tcheca, Países Baixos, Estados Unidos, México, Noruega, Reino Unido, Chile, Portugal, Japão, Suécia, Suíça, Eslováquia, Eslovênia, Turquia, Espanha, Grécia, Nova Zelândia, Hungria, Israel, Itália e Letônia.

Nacional de Vigilância Sanitária (SNVIS) e do Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária (SUASA). A disposição final trata-se da distribuição adequada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010b).

A destinação final adequada dos RS, também inclui a política dos 3Rs (Reduzir, Reutilizar e Reciclar), a qual está incluída na PNRS e em outros documentos de vários países. O ideal desta política é reduzir o volume de RS gerados e, em caso de geração, é incentivado o reaproveitamento destes resíduos de alguma forma, adotando a disposição final como a última alternativa (RODRIGUES; MENTI, 2018).

Quando se fala especificamente da disposição e destinação final dos RSU, pode-se considerar que estes processos variam de acordo com as características dos RS e o país, mas é possível afirmar que, quanto menor o poder aquisitivo do país mais precário é o sistema de destinação e disposição final dos resíduos sólidos (THE WORLD BANK, 2012).

Os sistemas de disposição final dos RSU mais comuns apresentam a coleta dos materiais nas residências e posterior encaminhamento para áreas de disposição, sendo adotados no Brasil três principais sistemas: lixões, aterros controlados e aterros sanitários (CEMPRE, 2010).

Os lixões, também conhecidos como vazadouros, são uma forma inadequada de disposição de resíduos sólidos (VALE, 2007), pois caracteriza-se pela simples descarga de resíduos sobre o solo, sem qualquer medida de proteção ambiental (CEMPRE, 2010), sem critérios técnicos e medidas de proteção ao meio ambiente (FEAM, 2008). De acordo com o Manual Integrado de Resíduos Sólidos, a disposição final de RSU em lixões provoca uma série de impactos ambientais negativos (BRASIL, 2001), como a contaminação do solo e da água (ARAÚJO, 2014).

A quantidade de resíduos sólidos disposta em lixões varia entre os países, onde aqueles desenvolvidos encaminham, em média, 50 mil t/ano para os lixões, enquanto países subdesenvolvidos dispõem em lixões mais de 27 milhões t/ano (THE WORLD BANK, 2012). O volume de RSU encaminhado para lixões no Brasil também pode ser relacionado com as características econômicas. Isso porque a região sul encaminha, aproximadamente, 29% do total de seu lixo para lixões enquanto que a região sudeste 27%, e as regiões norte, nordeste e centro-oeste dispõem entre 60 e 70% do total de seus resíduos em lixões (ABRELPE, 2015). Assim, permite-se considerar que as regiões com maior poder aquisitivo adotam melhores técnicas de disposição final para seus RSU.

Outro sistema de disposição final dos RSU são os aterros controlados, os quais utilizam princípios de engenharia para confinar RS, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho. Tal sistema de disposição é visto como um sistema intermediário de disposição dos RSU (CEMPRE, 2010). O aterro controlado pode ser conceituado, ainda, como “uma técnica utilizada para confinar os resíduos sólidos urbanos sem poluir o ambiente externo; porém, sem a implementação de elementos de proteção ambiental” (FEAM, 2008, p.16).

Outra técnica adotada é o aterro sanitário, considerado o sistema mais adequado para disposição dos resíduos sólidos. Trata-se de um processo que se fundamenta em “critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite um confinamento seguro em termos de Controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública” (CEMPRE, 2010, p.252). “O aterro sanitário é a maneira considerada ambientalmente correta para a eliminação dos rejeitos, ou seja, uma operação que não visa, como fim, sua valorização” (ABRELPE, 2015, p.15).

Nas Figuras 1, 2 e 3 podem ser observadas as principais características dos sistemas de disposição finais anteriormente descritos.

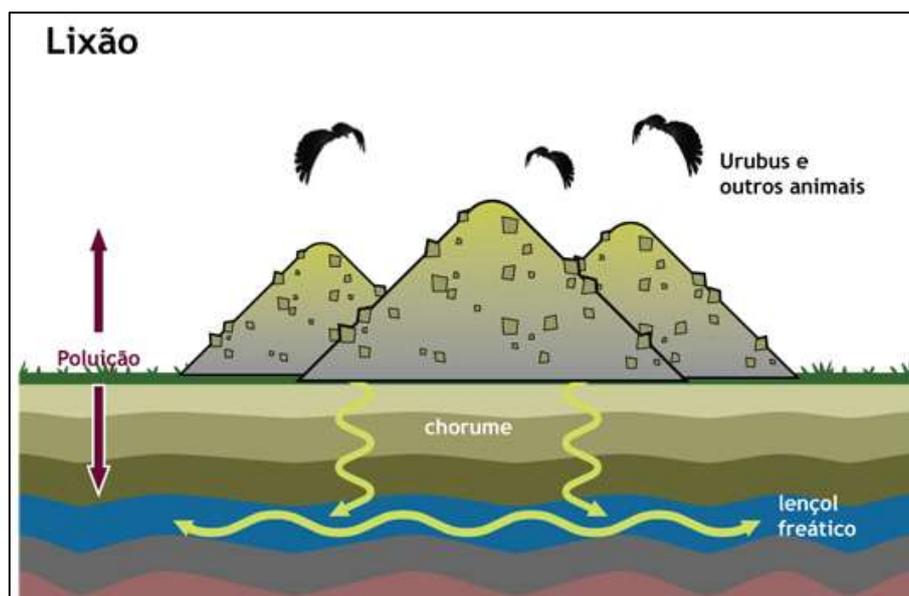


Figura 1 – Disposição dos resíduos sólidos em lixões.
Fonte: Buglia (2015).

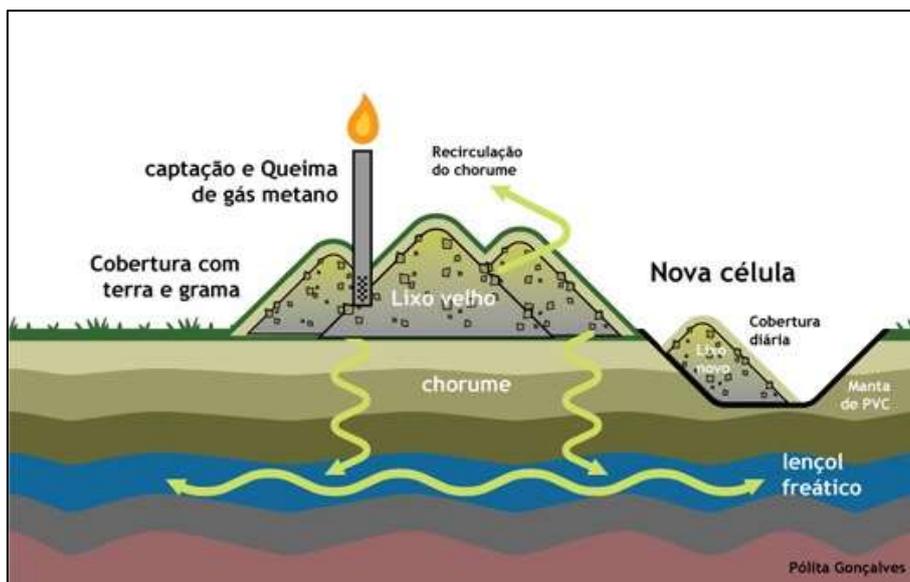


Figura 2 - Disposição dos resíduos sólidos em aterro controlado.
Fonte: Buglia (2015).

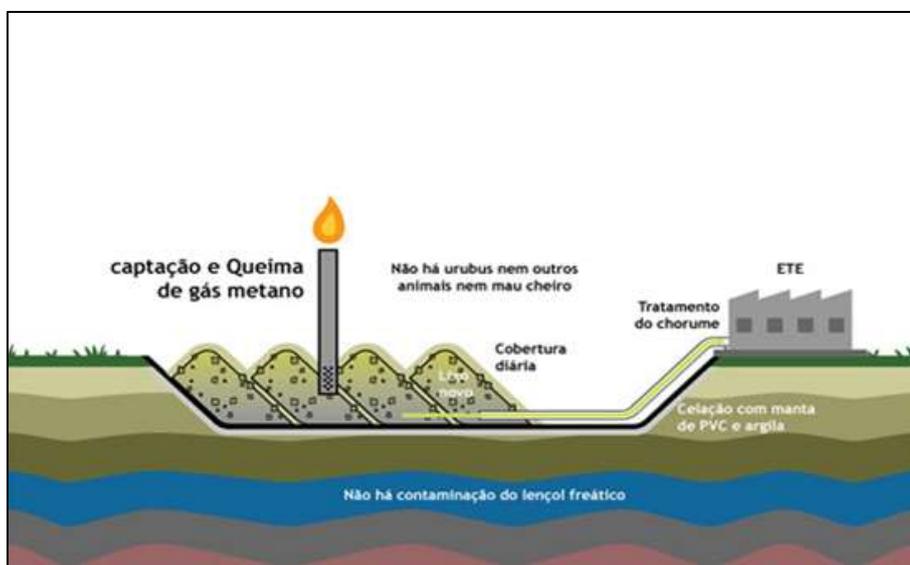


Figura 3 - Disposição dos resíduos sólidos em aterro sanitário.
Fonte: Buglia (2015).

O Poder Público, após a PNRS sancionada em 2010, determinou que os municípios buscassem a disposição final dos RSU de forma adequada, fazendo com que haja a redução de danos ou riscos à saúde pública e ao meio ambiente (BRASIL, 2010b), ou seja, que adotem os aterros sanitários como sistemas de disposição. De acordo com o Panorama Nacional de Resíduos Sólidos de 2015, em 2014, 30,3% dos municípios brasileiros realizavam a disposição de seus RSU em aterros sanitários. Já em 2015, foi de 30,5%, havendo um aumento de 155 municípios ao longo de um ano (ABRELPE, 2015). Ao analisar os números, é possível constatar que uma pequena mudança no percentual de disposição final dos RSU

representa na realidade, centenas de municípios brasileiros que têm desativado lixões. Logo, pode-se dizer que há uma lenta melhoria no sistema de disposição final brasileiro. Em contrapartida tem-se o aumento do número de áreas degradadas que demandam por projetos de recuperação.

3.3 Desativação de lixões

O processo de desativação dos lixões acarreta no conseqüente surgimento de áreas degradadas, as quais necessitariam de projetos adequados para promover sua recuperação. Sendo assim, a seguir são expostas informações contidas na literatura no que diz respeito aos aspectos gerais e o processo de recuperação de lixões desativados.

3.3.1 Aspectos gerais

Com a PNRS, em 2010, foi deliberado no artigo 54:

Art. 54. A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no § 1º do art. 9º, deverá ser implantada em até 4 (quatro) anos após a data de publicação desta Lei (BRASIL, 2010a).

Ao considerar a data de publicação desta legislação, os municípios deveriam encerrar as atividades dos lixões até o ano de 2014. No entanto, as prefeituras não possuem até então, recursos financeiros e qualificação técnica para executar as ações necessárias para tratar os resíduos sólidos de forma adequada. A fim de solucionar esta questão, foi criado o Projeto de Lei nº 2.289/15 que busca prorrogar o prazo para a disposição final ambientalmente adequada nos rejeitos, alterando assim o artigo 54º da PNRS (BRASIL, 2015). Todavia, até o presente momento, o referente projeto descrito não foi aprovado.

No entanto, em função da PNRS, vários estados realizaram projetos a fim de reduzir o número de lixões. O estado de Minas Gerais lançou o Programa Minas sem Lixões, em 2001, o qual antecedeu a lei federal. Tal programa tem como objetivo incentivar os municípios a encerrar as atividades dos lixões (FEAM, 2015). No ano de 2016, foi lançado um Panorama da destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos no estado de Minas Gerais, que revelou os dados apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 - Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos em Minas Gerais - 2015. Municípios por Tipologia de Destinação Final.

Tipologia de destinação	Número de municípios	Municípios em percentual (%)
Aterro Sanitário + Usina de Triagem e Compostagem Regularizados	11	1,29
Disposição realizada em outra unidade federal	13	1,52
Aterro Sanitário não regularizado	23	2,70
Autorização Ambiental de Funcionamento em verificação	32	3,75
Usina de Triagem e Compostagem não regularizada	36	4,22
Usina de Triagem e Compostagem regularizada	106	12,43
Aterro Sanitário Regularizado	134	15,71
Lixão	246	28,84
Aterro controlado	252	19,54

Fonte: Adaptado de FEAM (2015).

O número de lixões desativados tem aumentado gradativamente no estado de Minas Gerais, e esta afirmação é fundamentada no fato de, desde a implementação do Programa Minas Sem lixões, o número de lixões no estado já havia sido reduzido em 40% até o ano de 2008 (FEAM, 2008).

Apesar da redução do número de lixões, ao analisar os dados descritos no Quadro 1, permite-se considerar que o estado ainda possui um grande número de municípios que utilizam lixões como sistemas de disposição final de seus RSU. De acordo com a Fundação Estadual de Meio Ambiente, em 2011, o estado possuía 278 lixões ativos. Já em 2015, este número havia caído para 246 (FEAM, 2015), o que representa, em um período de quatro anos, 32 lixões desativados no estado, em média oito desativações por ano. Logo, se há a desativação de uma área de lixão, há a necessidade de recuperação destas áreas (BRASIL, 2001).

3.3.2 Recuperação das áreas de lixões desativados

O encerramento das atividades dos lixões minimiza os impactos ambientais, pois o volume de RSU gerado nos centros urbanos deixa de utilizar essa disposição. No entanto, após a desativação dos lixões, os mesmos devem ser recuperados para que os impactos causados por sua existência sejam minimizados (BRASIL, 2001).

De acordo com Vale (2007), entre os principais problemas dos lixões em funcionamento ou desativados, encontra-se a contaminação pelo chorume, devido ao fato deste líquido, produzido pela decomposição da matéria orgânica, ser capaz de alterar a qualidade da água e do solo da área de disposição e em todo seu entorno.

Resende et al. (2015, p. 148) afirmam que as áreas destinadas à disposição de RSU na forma de lixões “encontram-se degradadas e necessitam da elaboração de um plano de recuperação e revegetação, além do monitoramento ao longo dos anos para avaliar a dinâmica das espécies implantadas e de sucessão da área”.

No estado de Minas Gerais, quando as atividades de um lixão são desativadas, o mesmo deve seguir orientações técnicas, baseadas em ações essenciais, tais como a identificação e o cercamento da área, sua conformação topográfica, a compactação e o recobrimento de todo o lixo depositado no local com uma camada de solo, a execução de um sistema de drenagem superficial para desvio das águas de chuva da massa de resíduos aterrados e a revegetação da área (FEAM, 2008).

Tem-se observado um grande número de áreas sem projetos de recuperação implementados. Isto acontece porque o órgão ambiental permite que os projetos sejam variáveis, levando em consideração “o grau de comprometimento e os recursos financeiros disponíveis pelo município” (FEAM, 2008, p.35). Tal situação permite que os municípios deixem de executar projetos adequados para recuperação dessas áreas de disposição.

3.4 O solo: um desafio para a recuperação de áreas de lixões desativados

Os procedimentos adotados pelos municípios no processo de desativação de áreas de disposição final dos RSU são determinados pelo órgão ambiental estadual. Em grande maioria, os municípios são instruídos a cobrir o maciço de resíduos sólidos com substrato inerte sem medidas de Controle de erosão, geração de lixiviados e gases (ALVES, 2016).

De acordo com Melo Junior et al. (2015), a forma como os lixões são desativados é um dos fatores mais limitantes no que se refere à recuperação destas áreas. Os autores

justificam que o substrato utilizado na cobertura da massa dos RSU, muitas vezes, se resume a uma pequena camada de solo, a qual é compactada. Sendo assim, quando há a tentativa de plantio na área, as raízes encontram dificuldades de se desenvolver, impactando significativamente o processo de recuperação.

Rosa e Dalmorin (2009) dizem que o solo presente sobre a camada de RS posterior à desativação é um solo construído, o qual não possui características da formação de horizontes naturais. Trata-se de uma área de aterro influenciada quimicamente pelo tipo de resíduos sólidos dispostos na área e fisicamente pela forma com que foi inserido sobre a massa de resíduos.

Muitas vezes, o substrato utilizado no processo de desativação dos lixões tem origem de áreas de empréstimo; logo, o solo que é encontrado recobrindo os RSU é antropogênico. Segundo Resende et al. (2015), o solo além de não possuir características físicas que seriam encontradas em um perfil natural, ainda podem apresentar deficiência de nutrientes, o que impacta o processo de recuperação no que diz respeito a técnicas de plantio e/ou semeadura.

Para Alves (2016), a etapa de planejamento da cobertura dos resíduos é um fator determinante para o processo de recuperação de lixões desativados, pois o processo de resiliência da área é dependente desta camada de solo. De acordo com Padovezi, Rodrigues e Horbach (2014), a resiliência, também chamada de auto recuperação, é a probabilidade de um ecossistema perturbado ou degradado restabelecer sua estabilidade natural.

Também deve ser levado em consideração o estado da camada de solo que se encontra sob a camada de lixo, como também a topografia apresentada pela área. Mesmo que a atividade do lixão tenha sido encerrada, por vários anos tem-se a disponibilização de metais pesados, sais e contaminantes orgânicos, tanto no solo sob a massa de RS, quanto na massa de solo sobre a massa de RS (PASTOR; HERNÁNDES, 2012). O principal responsável pela contaminação é o lixiviado (chorume), o qual pode liberar para o solo diversos materiais tóxicos, os quais podem ser bioacumulados pela vegetação e outras formas de vida presentes na área, tornando o local impróprio para outras formas de uso (ARAÚJO, 2014; MELO JÚNIOR et al., 2015).

Ainda a respeito do solo que se encontra sob o lixo, Lima et al. (2017) alertam para o fato de que esta camada deve ser avaliada criteriosamente, pois, somente a partir do conhecimento deste solo é possível determinar qual a melhor técnica para recuperação da área, uma vez que o sucesso dos projetos de recuperação está relacionado às características apresentadas pelo solo.

Araújo (2014) afirma que é de extrema importância que a camada de solo adotada como cobertura final da massa de resíduos apresente características semelhantes da condição original do solo da área, pois somente assim será possível estabelecer condições favoráveis para sua recuperação. Para isso, é necessário melhorar ou manter a qualidade do solo da cobertura final encontrada nestas áreas.

3.5 Indicadores de qualidade do solo

De acordo com Araújo e Monteiro (2007, p.66) “o solo é um recurso natural vital para o funcionamento e equilíbrio do ecossistema terrestre, e representa um balanço entre fatores físicos, químicos e biológicos”. Estes fatores podem ser utilizados como uma ferramenta para identificar a degradação de uma área perturbada, afinal, este recurso natural é capaz de influenciar uma diversidade de outros fatores como hidrologia, erosão e ciclos biogeoquímico (ADAMCOVÁ et al., 2016).

A análise dos fatores físicos, químicos e biológicos permite verificar a qualidade do solo, a qual está relacionada a atributos químicos, físicos e biológicos (ROSA et al., 2015). A avaliação da qualidade do solo considera diversos aspectos como a “capacidade contínua do solo de aceitar, estocar e reciclar água, nutrientes e energia, bem como reter, dispensar e transformar materiais químicos e biológicos, funcionando como um tampão ou filtro ambiental” (FORTES NETO; FERNANDES; JAHNEL, 2007, p. 259).

A qualidade do solo é mensurada por meio de indicadores, os quais são atributos que medem ou refletem a condição ambiental de uma determinada área (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007). Segundo Melloni (2007, p.196), “um indicador é algo que aponta, indica, e pode ser uma propriedade, processo ou característica física, química ou biológica que pode ser medida para monitorar mudanças no solo”.

Um único indicador não deve ser adotado nos estudos de qualidade do solo (MELLONI, 2007), sendo necessário considerar indicadores que incluam aspectos químicos físicos e biológicos, pois, em conjunto, estes fatores são capazes de influenciar os processos bioquímicos no solo e suas variações no tempo e espaço.

Os indicadores de qualidade do solo são atributos mensuráveis, ou seja, podem se apresentar de forma quantitativa ou qualitativa. Logo, quando avaliados, torna-se possível caracterizar, avaliar e acompanhar possíveis alterações ocorridas no solo (ARAÚJO et al., 2012). De acordo com Freitas et al. (2017), o estudo dos atributos do solo ao longo do tempo

permite analisar a qualidade do solo, pois torna-se possível quantificar a magnitude e a duração das alterações provocadas por diferentes manejos.

Para avaliar impactos ocorridos, os atributos utilizados como indicadores de qualidade do solo devem ser comparados com os de solos sob condições naturais ou áreas poucos perturbadas limítrofes. Esta comparação se justifica em função dos atributos biológicos não possuírem valores padronizados adotados para indicar a qualidade do solo, nem mesmo no que se refere a padrões específicos comumente utilizados para avaliar atributos químicos e físicos, os quais possuem valores que classificam a qualidade em função do tipo de solo e/ou cultura (ROCHA et al., 2015).

Quando a área de estudo se encontra próxima a fragmentos de mata, é recomendado que estes sejam utilizados como área Controle para fins de comparação, uma vez que se tratam de áreas que sofreram poucas perturbações (YADA et al., 2015). Contudo, quando as áreas de estudo se encontram muito distantes de áreas como estas, são adotadas como áreas Controle àquelas que se aproximam da realidade da microrregião de estudo (FIDELIS et al., 2016).

3.5.1 Indicadores físicos e químicos

Os indicadores físicos são utilizados na avaliação da qualidade do solo em função de estabelecerem relações fundamentais com os processos hidrológicos, tais como taxa de infiltração, escoamento superficial, drenagem e erosão. Além disso, influenciam no suprimento e armazenamento de água e oxigênio no solo (GOMES; FILIZOLA, 2006). Os mesmos autores afirmam que, entre os atributos físicos, alguns são destacados como indicadores de qualidade de solo. Entre esses, a textura, porosidade total, densidade do solo e estabilidade de agregados.

Para Freitas et al. (2017), a análise dos atributos físicos em estudos de qualidade do solo é essencial, pois os mesmos estão intimamente relacionados com a dinâmica do solo. Como exemplo, os autores afirmam que a compactação do solo diminui a atividade biológica e macroporosidade do solo, aumentando a sua densidade. Tais fatores em conjunto podem impedir o desenvolvimento radicular das plantas, sendo uma possível explicação da dificuldade de recuperação de áreas degradadas com solos compactados. Além disso, os atributos físicos são capazes de esclarecer os motivos pelos quais o solo possui problemas de permeabilidade e disponibilidade de nutrientes e água.

Dentre os principais indicadores físicos utilizados na avaliação da qualidade do solo tem-se a textura do solo que é um dos atributos mais estáveis, sendo pouco modificada pelo cultivo ou outras práticas que levam a incorporação ou mistura de camadas. A porosidade e a densidade são propriedades dinâmicas, suscetíveis ao uso do solo e de fácil determinação e podem ser relacionadas à compactação e restrição no crescimento das raízes. Já a estabilidade de agregados está relacionada à erodibilidade do solo, pois influencia a infiltração, a retenção de água, a aeração, entre outros fatores essenciais para a manutenção do equilíbrio no solo (ARAÚJO et al., 2012).

O estudo das propriedades químicas do solo é capaz de possibilitar a compreensão de qual a fertilidade presente na área, permitindo observar possíveis modificações sofridas em função do manejo adotado na área, tais como retirada da vegetação natural, adição de corretivos e fertilizantes, além de atividades agrícolas (FREITAS et al., 2017).

Os indicadores químicos de qualidade do solo, em sua maioria, estão relacionados ao teor de matéria orgânica, acidez do solo, conteúdo de nutrientes, elementos fitotóxicos, relações como saturação de bases e de alumínio (ARAÚJO et al., 2012; FREITAS et al., 2017). Contudo, alguns outros indicadores também são comumente utilizados nos estudos, dentre eles a capacidade de troca de cátions (CTC), óxidos de ferro e óxidos de alumínio (GOMES; FILIZOLA, 2006).

Para Costa et al. (2017), o pH e a matéria orgânica são indicadores essenciais no estudo de qualidade do solo de áreas degradadas, porque estes atributos exercem grande influência no crescimento e desenvolvimento das plantas, logo, sendo limitantes para os projetos de recuperação destas áreas.

Em especial, nas áreas onde há a disposição de resíduos sólidos, Rezende (2018) afirma que podem ser observadas grandes alterações dos atributos químicos, sendo o pH, fósforo e matéria orgânica, bons indicadores de qualidade de solo para estas áreas.

Os indicadores químicos também podem ser utilizados para avaliar a contaminação e poluição no solo, como no caso da avaliação de valores de metais pesados, nitrato, fosfato e agrotóxicos (GOMES; FILIZOLA, 2006; MARTINS et al., 2018). Martins et al. (2018) e Rezende (2018) afirmam que o estudo dos atributos químicos é importante para constatar deficiência no que diz respeito à fertilidade, mas também podem ser utilizados na detecção de elementos em excesso, especialmente aqueles que podem ter efeito prejudicial para o desenvolvimento de plantas.

Segundo Machado et al. (2014), a análise dos atributos químicos e físicos deve ser realizada de forma conjunta, pois fatores químicos podem interferir na física do solo. Como

exemplo desta relação é possível mencionar o comportamento e composição da matéria orgânica do solo, a qual é capaz de explicar fatores de estabilização do solo.

Para Freitas et al. (2017), a análise de atributos químicos e físicos do solo é fundamental na determinação da sua qualidade, pois são fortemente alterados pelo uso e manejo do solo, o que permite a aplicação destes atributos como indicadores ambientais de qualidade do solo.

3.5.2 Indicadores biológicos

Os atributos do solo, bem como sua qualidade são influenciados por diversos fatores, principalmente, pelos organismos que o habitam (QUADROS et al., 2009). Devido a sua importância para a manutenção do equilíbrio do ecossistema, os atributos biológicos do solo têm sido utilizados, nos últimos anos, para indicar a qualidade do solo (MELLONI, 2007; GARCIA; CATANOZI, 2011; MENDES; SOUZA; REIS JÚNIOR, 2015). O estudo de indicadores biológicos de qualidade do solo é muito importante para entender os processos ecológicos que ocorrem em áreas perturbadas ou em processo de recuperação (OLIVEIRA-FILHO, BARRETA; SANTOS, 2014).

Ao definir os atributos biológicos do solo a serem analisados faz-se necessária a observação de alguns critérios (BROOKES, 1995 apud ARAÚJO; MONTEIRO, 2007), sendo eles:

- a) Os atributos microbiológicos devem ser exatos e precisamente avaliados para se obter respostas em uma ampla escala de tipos e condições de solo;
- b) Devido ao alto número de amostras analisadas normalmente, os atributos microbiológicos devem ser fáceis e econômicos de serem avaliados;
- c) Os atributos microbiológicos devem ser sensíveis a estresses, mas suficientemente robustos para não fornecer alarmes falsos;
- d) Devem ter validação científica, com base na realidade e conhecimento atual;
- e) Dois ou mais atributos, independentes, devem ser utilizados.

É importante ressaltar que, diferentemente dos indicadores químicos e físicos do solo, que já possuem níveis definidos (baixo, médio, adequado e alto) para cada tipo de solo/cultura, quando se trata dos indicadores biológicos é difícil a interpretação dos resultados. Devido a isso, quando se utilizam esses indicadores deve-se adotar áreas de Controle ou de referencial de comparação (MENDES; SOUSA; REIS JÚNIOR, 2015), as quais devem ser próximas ao natural ou pouco perturbadas (ROCHA, 2015).

O uso de indicadores biológicos para determinar a condição ambiental do solo é de extrema relevância, pois são capazes de refletir a saúde do solo, ou seja, permite conhecer os

processos relativos à habilidade do solo em manter seus serviços ambientais ou ecossistêmicos, os quais são essenciais para a sustentabilidade do ecossistema (STEFANOSKI et al., 2013).

3.5.2.1 Microrganismos como indicadores de qualidade do solo

Os microrganismos são responsáveis diretos pelo funcionamento do solo, pois atuam nos processos de gênese, decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes e biorremediação de áreas contaminadas por poluentes e agrotóxicos, o que justificam sua inclusão como indicadores na avaliação da qualidade do solo (MENDES; SOUSA; REIS JÚNIOR, 2015).

Nesse sentido, são utilizados como bioindicadores de qualidade do solo (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007), como exemplos, citam-se biomassa microbiana, atividade microbiana, entre outros (MELLONI, 2007; YADA et al., 2015).

A biomassa microbiana é entendida como o componente vivo da matéria orgânica presente no solo, contudo, não inclui a macrofauna e as raízes das plantas. A biomassa pode ser considerada como responsável por controlar funções-chaves no solo como a decomposição e acúmulo de matéria orgânica, ou transformações envolvendo nutrientes minerais (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

De acordo com Yada et al. (2015), as transformações mediadas pela biomassa microbiana são catalisadas por enzimas, de modo que a quantificação de enzimas do solo indica alterações nos processos metabólicos e, aliada aos atributos biológicos, fornece indicativo do estágio de recuperação de áreas degradadas.

A avaliação da biomassa microbiana é útil para obter informações rápidas sobre mudanças ocorridas em atributos microbiológicos do solo, além de permitir avaliar o comportamento do solo após atividades antrópicas, como a remoção da camada superficial e outras atividades como a contaminação por metais pesados ou uso de pesticidas (ARAÚJO et al., 2012). De acordo com Fidelis et al. (2016), a biomassa microbiana é utilizada como indicador de qualidade do solo em função de ser um parâmetro sensível para aferição do manejo adequado do solo.

A atividade microbiana representa a fração viva da biomassa microbiana, e esta é largamente responsável pelas transformações de nutrientes, além de estar intimamente ligada à fertilidade e estrutura do solo (MELLONI, 2007). É um indicador importante para sustentabilidade dos sistemas de produção, pois exercem funções essenciais para garantir a

saúde do solo, como ciclagem de nutrientes, melhoria das relações ecológicas como equilíbrio da cadeia alimentar, entre outras (FIDELIS et al., 2016).

De um modo geral, a atividade microbiana é mais elevada nas primeiras camadas do solo, geralmente na profundidade de 1 a 30 cm. Esta situação se justifica em função da maior fração da matéria orgânica estar presente na camada superficial do solo (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

A quantificação da atividade microbiana está relacionada ao processo de respiração basal do solo (RBS), decorrente da oxidação biológica da matéria orgânica a CO_2 , realizada pelos microrganismos aeróbios e anaeróbios, considerados de extrema importância à decomposição e reciclagem de resíduos orgânicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

Segundo Silva, Azevedo e De-Polli (2007), a RBS tem uma estreita relação com alguns atributos físicos, como a umidade, temperatura e aeração do solo. Amadori, Fumagalli e Melo (2009) confirmam que a elevada atividade dos microrganismos aumenta a taxa de mineralização da matéria orgânica no solo, influenciando, desta forma, processos ou atributos físicos do solo.

A relação entre a RBS por unidade de biomassa microbiana (CBM) em determinado tempo, resulta no quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), conforme proposto por Anderson e Domsch (1993), que reflete processos importantes relacionados às adições e transformações de matéria orgânica (ARAÚJO et al., 2012). “O $q\text{CO}_2$ tem sido utilizado para estimar a eficiência do uso de substratos pelos microrganismos no solo”, como afirmam Silva, Azevedo e De-Polli (2007, p.4). Nesse sentido, em função de sua sensibilidade, esse indicador tem sido utilizado em vários estudos relacionados à qualidade do solo (SILVA et al., 2010; ALVES et al., 2011; MELLONI; MELLONI; VEIRA, 2013).

Kaschuk, Alberton e Hungria (2010) realizaram uma análise dos estudos de atividade e biomassa microbiana nas últimas três décadas no Brasil e afirmam que estes indicadores se mostraram úteis para avaliar a qualidade do solo em vários ecossistemas brasileiros.

3.5.2.2 A fauna edáfica como indicadora de qualidade do solo

Fauna do solo é denominação para se referir à comunidade de invertebrados que vivem de forma permanente ou que passa parte do seu ciclo de vida no solo (GARCIA; CATANOZI, 2011), a qual pode ser dividida em microfauna (invertebrados de diâmetro do corpo inferior a 100 μm), mesofauna (invertebrados de tamanho médio, de 100 μm a 2 mm) e macrofauna (organismos de maior diâmetro, de 2 mm a 20 mm) (AQUINO; ASSIS, 2005).

A microfauna é composta por nematoides e protozoários, enquanto a mesofauna apresenta ácaros (Acarina), colêmbolos (Collembola), e outros de até 2 mm. Já a macrofauna é representada por mais de 20 grupos taxonômicos como os cupins (Blattodea), formigas (H. Formicidae), minhocas (Oligoqueta), piolhos de cobra (Diplópodes) e outros (VAZ DE MELO et al., 2009). A macrofauna é representada por grupos diversos, tanto em termos morfológicos quanto comportamentais, entre outros de diâmetro superior a 20 mm (LAVVELLE et al., 2006) e mais de 10 mm de comprimento (GARCIA; CATANOZI, 2011).

Em função do diâmetro e facilidade de amostragem, a meso e a macrofauna são utilizadas com maior frequência nos estudos de indicadores de qualidade do solo (OLIVEIRA FILHO; BARETTA; SANTOS, 2014); além disso, o uso destes indicadores se justifica em função de serem considerados peças-chaves na cadeia alimentar, desempenhando funções que garantem o equilíbrio no solo, tais como fragmentação de materiais vegetais, auxílio na infiltração, ciclagem de nutrientes (SILVA; JUCKSCH; TAVARES, 2012; OLIVEIRA-FILHO; BARETTA; SANTOS, 2014; BIANCHI et al., 2017).

Outras funções da fauna do solo são descritas por Rosa et al. (2015) destacando que os invertebrados são de extrema importância para o solo, pois tem o poder de interferência na formação de estruturas biogênicas, capazes de melhorar a estrutura, estabilidade de agregados, condutividade hidráulica e porosidade total. Oliveira Filho, Baretta e Santos (2014) destacam algumas outras funções destes organismos, como a melhora da aeração da estrutura do solo, produtividade das plantas, ativação da biomassa microbiana e dispersão de sementes ou Controle de pragas de insetos.

Nesse sentido, a caracterização da fauna do solo por meio dos grupos taxonômicos pode contribuir para determinar padrões de qualidade do solo, pois os organismos estão associados a diversos processos ecológicos (QUADROS et al., 2009).

A redução da diversidade de espécies ou alteração na estrutura da comunidade destes organismos pode representar indicativos de degradação do solo, pois a fauna edáfica reflete rapidamente alterações na vegetação e nas práticas de manejo adotadas no solo (LIMA et al., 2017; MARTINS et al. 2017). A sensibilidade destes organismos, associada ao diâmetro e facilidade de solo, faz com que fauna seja alvo de muitos estudos voltados a compreender a dinâmica de áreas perturbadas (VAZ DE MELO et al., 2009; SILVA; JUCKSCH; TAVARES, 2012; OLIVEIRA FILHO; BARETTA; SANTOS, 2014).

Quando buscados estudos que envolvem indicadores biológicos em áreas de lixão desativado nas plataformas de pesquisa da Capes, não foram encontrados muitos estudos sobre esta temática publicados nos últimos dez anos. Sendo assim, é necessário realizar uma

análise junto de outros estudos que adotaram estes indicadores para realizar uma discussão, como os estudos de Silva et al. (2010) que avaliaram as alterações no solo por meio de indicadores biológicos em latossolo no cerrado sob diferentes manejos por meio da análise da atividade e biomassa microbiana e qCO_2 em diferentes profundidades do solo. Alves et al. (2011), pelos mesmos indicadores, analisaram a influência de diferentes manejos sobre a comunidade microbiana e sua atividade.

Os diversos estudos que adotaram indicadores físicos, químicos e/ou biológicos na avaliação da qualidade do solo, demonstram resultados positivos no que se refere à percepção sobre como estas áreas se apresentam.

4 METODOLOGIA

O estudo foi realizado em um lixão desativado localizado no município de Ouro Fino – MG. A pesquisa contou com a análise de duas áreas, sendo estas: Área 1 (Lixão desativado) e Área 2 (Controle). Foram realizadas amostragens de solo destas áreas e analisados os indicadores químicos, físicos e biológicos. Detalhes das metodologias adotadas são apresentados a seguir.

4.1 Caracterização das áreas de estudo

4.1.1 Localização geográfica e variações climáticas

As áreas de estudo encontram-se na zona rural do município de Ouro Fino/MG, sul de estado de Minas Gerais, nas coordenadas 22°15'3.04"S e 46°20'26.03"O (Figura 4), e é de propriedade particular.



Figura 4 – Croqui de descrição das áreas de estudo.

Fonte: Google Earth adaptado (2018).

Nas Figuras 5 e 6 são apresentados os dados referentes às variações do clima na região onde localizam-se as áreas de estudo, nos meses em que as coletas de solo e de fauna

foram realizadas. Os dados apresentados se referem aos da Estação Meteorológica de Itajubá/MG, considerada a mais próxima em relação à área de estudo.

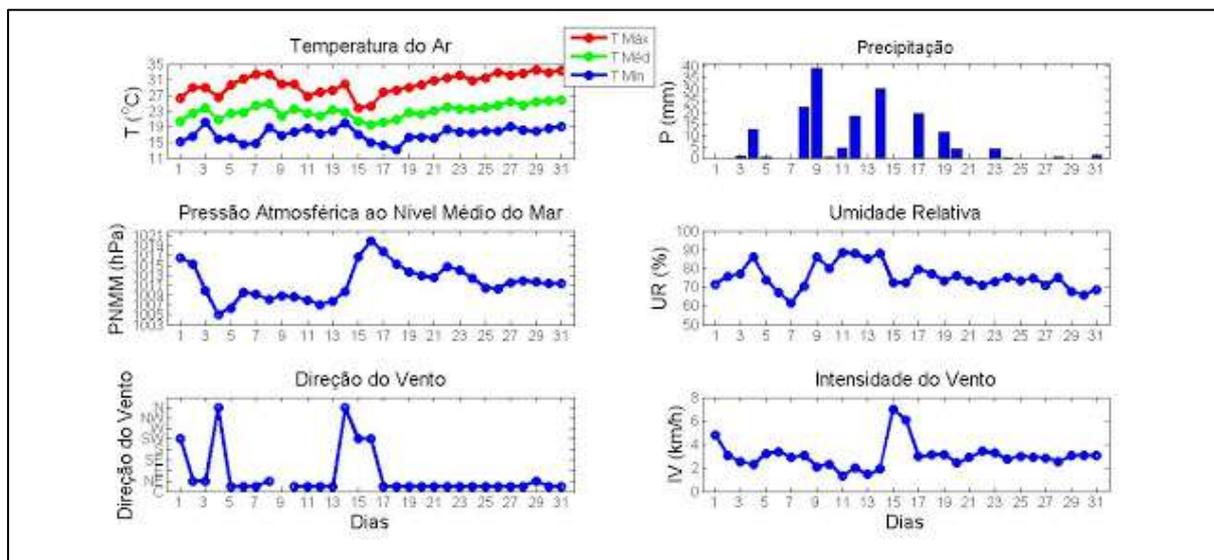


Figura 5 - Variações do clima na região das áreas de estudo segundo a Estação Meteorológica de Itajubá/MG referente a dezembro de 2016.
Fonte: UNIFEI (2017).

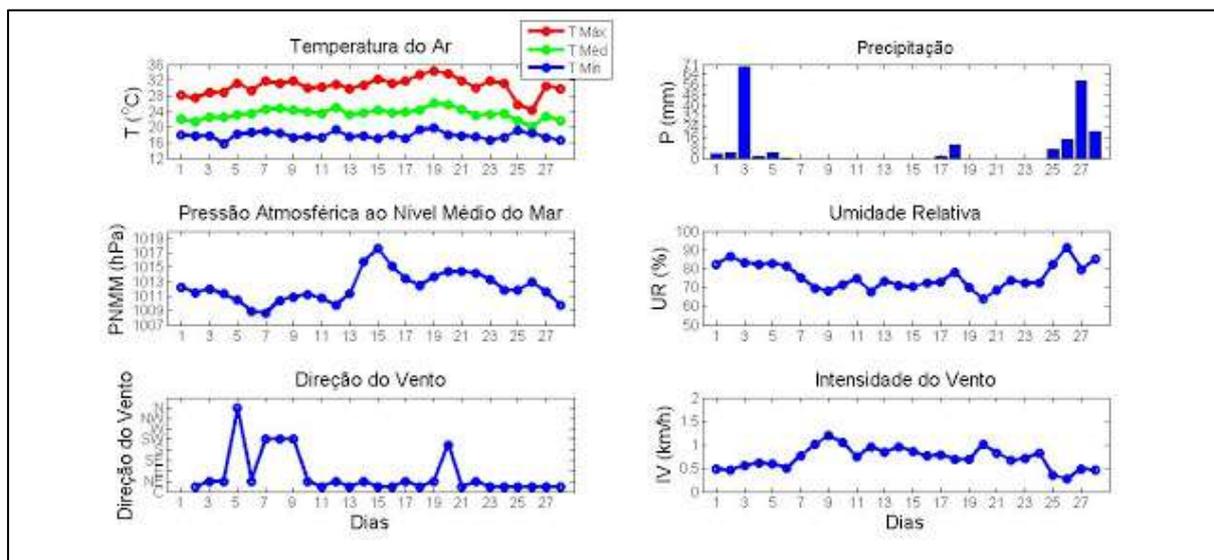


Figura 6 - Variações do clima na região das áreas de estudo segundo a Estação Meteorológica de Itajubá/MG referente a março de 2017.
Fonte: UNIFEI (2017).

4.1.2 Descrição geral

A Área 1, denominada como Lixão desativado, possui 2,5 hectares e foi destinada para disposição de RSU do município até o ano de 2005² por meio de arrendamento para a Prefeitura Municipal. O processo de desativação do lixão foi realizado em 2006, e se deu a partir do recobrimento da massa de RSU com solo de área de empréstimo, proveniente do entorno do lixão.

Para constatação de que o solo utilizado para recobrimento da massa de resíduos foi originado de área de empréstimo localizada no seu entorno, determinou-se sua classe textural da Área 1 e 2, por meio da metodologia descrita em Donagema et al. (2011) no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Itajubá. Os resultados permitiram constatar que o solo de ambas as áreas apresenta textura média/argilosa.

Durante o processo de desativação não foram adotados critérios técnicos, como também nenhum projeto de recuperação foi implantado. Assim sendo, toda a vegetação existente até o momento na área se desenvolveu por regeneração natural. Posteriormente ao encerramento do lixão, ocorrido em 2006. Nas Figuras 7 a 10, é possível observar o progresso da cobertura do solo nos últimos oito anos, onde houve predominância de braquiária sobre grande parte da área. Atualmente, a área é destinada à pastagem de bovinos de corte, assim como seu entorno.

² Não foram encontrados dados sobre o início das atividades do lixão.



Figura 7 - Área do lixão desativado, em 2010.

Fonte: Google Earth adaptado (2010).



Figura 8 - Área do lixão desativado, em 2013.

Fonte: Google Earth adaptado (2013).



Figura 9 - Área do lixão desativado, em 2014.

Fonte: Google Earth adaptado (2014).



Figura 10 - Área do lixão desativado, em 2016.

Fonte: Google Earth adaptado (2016).

Em função da heterogeneidade observada em análise visual *in loco* na área do lixão em relação à declividade e cobertura do solo, foi sugerida a sua divisão em subáreas de estudo. Para tal, foi realizada a caracterização da declividade da área por meio de um levantamento planialtimétrico com Estação Total Ruidi e uma breve caracterização da cobertura do solo.

Os dados obtidos por meio da caracterização topográfica da área foram inseridos no programa Data Geosis, resultando em um mapa de curvas de nível (Apêndice 1). A partir das curvas de nível foi gerada uma imagem 3D relativa às cotas da área. A imagem 3D foi colorida da variação das cotas (Quadro 2). A partir do mapa de declividade a Área 1a área foi dividida em 5 subáreas (A, B, C, D e E), as quais estão ilustradas no Apêndice 2.

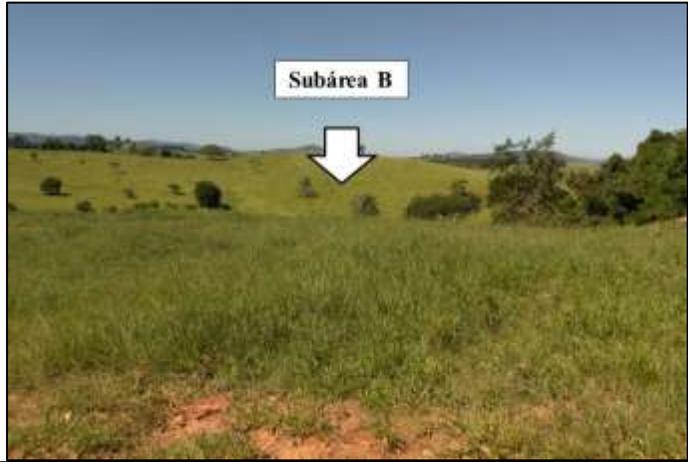
Área 2 – Controle

A Área 2, denominada como Controle, está situada na área de entorno do lixão. Esta é destinada também à pastagem de bovinos de corte e não foi utilizada para outros fins há mais de dez anos.

O uso de uma área de pastagem como referência/Controle se deu em função de nas proximidades da área do lixão desativado não existir fragmentos de mata, e a pastagem ser considerada como uso predominante do solo na propriedade em que o lixão desativado se encontra.

No Quadro 2 são apresentadas informações a respeito da variação das cotas, coordenadas geográficas, tamanho e uma breve descrição da cobertura do solo e das subáreas de estudo (Área 1) e da área Controle (Área 2).

Quadro 2 - Caracterização das áreas de estudo.

Área de estudo	Subárea	Variação das cotas	Coordenadas geográficas	Tamanho (m ²)	Descrição da área	Imagem ilustrativa da área
Área 1 Lixão desativado	A	495 m – 503 m	22°14'59.80"S 46°20'26.76"O	2.879,52	-Predomínio de <i>Brachiaria</i> sp. e plantas arbustivas -Presença de vegetação arbórea isolada.	
	B	480 m – 489 m	22°15'1.46"S 46°20'24.53"O	3.981,99	-Predomínio de <i>Brachiaria</i> sp. e plantas arbustivas	

Os dados referentes às cotas da área de estudo estão relacionados à coordenada e alturas arbitrárias, não se referindo à altitude.

Quadro 2 - Caracterização das áreas de estudo (continuação).

Área de estudo	Subárea	Variação das cotas	Coordenadas geográficas	Tamanho (m ²)	Descrição da área	Imagem ilustrativa da área
Área 1 Lixão desativado	C	480 m – 495 m	22°15'1.16"S 46°20'26.12"O	2.809,89	<ul style="list-style-type: none"> - Cobertura vegetal rasteira e arbustiva - Massa de lixo exposta por toda subárea - Presença de vegetação arbórea isolada. - Presença de solo exposto - Presença de mamona (<i>Ricinus communis</i>) 	
	D	465 m – 480 m	22°15'2.19"S 46°20'26.13"O	8.596,16	<ul style="list-style-type: none"> - Cobertura vegetal rasteira e arbustiva em pequena quantidade. - Presença de solo exposto - Massa de lixo exposta por toda subárea - Presença de vegetação arbórea isolada. 	

Os dados referentes às cotas da área de estudo estão relacionados à coordenada e alturas arbitrárias, não se referindo à altitude.

Quadro 2 - Caracterização das áreas de estudo (continuação).

Área de estudo	Subárea	Variação das cotas	Coordenadas geográficas	Tamanho (m ²)	Descrição da área	Imagem ilustrativa da área
Área 1 Lixão desativado	E	456 m – 465 m	22°15'4.24"S 46°20'25.10"O	5.583,94	- Predomínio de <i>Brachiaria</i> sp - Presença de vegetação arbórea isolada.	
2 Controle		456 m – 503 m	22°15'4.71"S 46°20'19.94"O	~ 2.500,00	- Predomínio de <i>Brachiaria</i> sp - Presença de vegetação arbórea isolada.	

Os dados referentes às cotas da área de estudo estão relacionados à coordenada e alturas arbitrárias, não se referindo à altitude.

4.2 Coleta de amostras de solo e análise dos seus atributos de qualidade

A coleta de amostras de solo para análise dos atributos químicos, físicos e biológicos se deu em período chuvoso, em dezembro de 2016. A amostragem da fauna do solo também ocorreu em período chuvoso, em fevereiro de 2017.

A amostragem realizada em todas as áreas de estudo se deu por meio de amostras compostas, como recomendado por Arruda, Moreira e Pereira (2014), a fim de garantir uma melhor representação dos atributos do solo presentes na área. As amostras foram coletadas aleatoriamente, representando cada área.

4.2.1 Indicadores químicos

Para a determinação dos atributos químicos de cada subárea, e da área Controle, foram coletadas, 5 amostras, em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm) por meio de um trado holandês TF-10 da marca SondaTerra®, totalizando 30 amostras de cada profundidade.

As amostras coletadas foram encaminhadas para determinação dos atributos químicos no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes, determinando-se: pH em água, fósforo (P), potássio (K), magnésio (Mg), cálcio (Ca), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), matéria orgânica (MO), saturação por alumínio (m%), percentagem de saturação por bases da CTC a pH 7,0 (V%), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu) e boro (Bo), como descrito em Donagema et al. (2011).

Das amostras da profundidade 0-10 cm foram determinados a concentração total dos seguintes metais pesados: Chumbo (Pb), Arsênio (As), Mercúrio (Hg), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Bário (Ba), Cobre (Cu), Cádmio (Cd) e Níquel (Ni). As análises foram realizadas no Laboratório de Edafologia, da Faculdade de Ciência do Solos, Universidade de Granada, Espanha, por meio do equipamento NITON XLt descrito na metodologia de García-Carmona et al. (2017).

4.2.2 Indicadores físicos

Para determinação dos atributos físicos foram coletadas 5 amostras deformadas de cada subárea e da área de Controle na profundidade 0-20 cm, totalizando 30 amostras. A coleta se deu com o uso de um trado holandês TF-10 da marca

SondaTerra®. A amostragem de solo somente na profundidade 0-20 cm se baseou no estudo de Souza (2016) que afirma que as propriedades físicas do solo variam de forma insignificante em até esta profundidade. A coleta de amostras físicas nesta profundidade também se justifica pelo fato de que na Área 1 o solo existente encontra-se incorporado à massa de RS em alguns pontos, o que resulta em amostras com baixas quantidade de solo e muita presença de RS.

As análises físicas foram realizadas no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Itajubá, determinando-se: densidade de partículas, estabilidade de agregados via úmida (diâmetro médio geométrico - DMG e diâmetro médio ponderado - DMP) e textura, como descrito em Donagema et al. (2011).

4.2.3 Indicadores Biológicos

Entre os indicadores biológicos, incluem-se os microbiológicos e meso e macrofaunas, conforme detalhados a seguir.

4.2.3.1 Indicadores microbiológicos

Para a determinação dos atributos microbiológicos de cada subárea, foram coletadas 5 amostras, em 2 profundidades (0-10 cm e 10-20 cm) adotando a mesma metodologia para os indicadores químicos. Contudo, em meio à coleta, a cada amostra composta coletada, o trado foi desinfestado com álcool 70% e utilizado guardanapo de papel descartável. As amostras de solo coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos transparentes, identificadas, armazenadas em caixa térmica com gelo. No laboratório as amostras de solo foram peneiradas (2 mm) e mantidas com umidade do momento da coleta e colocadas sob refrigeração ($\pm 4^{\circ}\text{C}$) até o momento de suas análises.

Como atributos microbiológicos foram determinados, no Centro do Procedimentos Ambientais do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes: biomassa microbiana realizada segundo a metodologia recomendado por Ferreira, Camargo e Vidor (1999), atividade microbiana conforme Anderson (1982) e quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) segundo metodologia de Anderson e Domsch (1978).

4.2.3.2 Indicadores da fauna do solo

A amostragem dos indivíduos da fauna do solo foi realizada pelo método de armadilhas de queda do tipo “Trampas de Tretzel” (Pitfall traps). Para as armadilhas foram utilizados potes de vidro com 8 centímetros de diâmetro, os quais receberam solução de detergente neutro na concentração de 2,5%, como descrito por Baretta et al. (2008).

Foram instaladas cinco armadilhas por subárea e cinco na área Controle, totalizando 30 armadilhas. Estas foram dispostas aleatoriamente nas subáreas à 50 metros de distância entre si. Em campo, os potes de vidro foram enterrados, ficando a superfície superior aberta e rente ao solo, em seguida foram adicionados 200 ml da solução de detergente neutro em cada armadilha. Cada armadilha recebeu uma cobertura (Figura 11 a 14), a fim de minimizar a entrada de água da chuva e facilitar a localização da mesma para retirada de campo. As armadilhas permaneceram em campo por quatro dias, como descrito por Baretta et al. (2008) e, após este período, as mesmas foram retiradas do solo, tampadas, identificadas e encaminhadas para triagem.



Figura 11 - Abertura realizadas no solo para que os potes de vidro fossem encaixados.

Fonte: Autora (2017).



Figura 12 - Pote encaixado na abertura do solo na altura da superfície.

Fonte: Autora (2017).



Figura 13 - Adição de 200 ml da solução de água mineral e detergente neutro no interior dos potes de vidro.

Fonte: Autora (2017).



Figura 14 - Finalização da montagem das armadilhas com a instalação das coberturas com cumbucas de isopor e palitos de madeira.

Fonte: Autora (2017).

No laboratório as amostras da fauna do solo foram lavadas em água corrente, e em peneiras de malha de 0,05 mm. Em seguida, o material retido na peneira foi transferido para frascos de vidro contendo álcool 75% para conservação dos invertebrados. Com o auxílio de uma lupa (aumento de 4 x), os invertebrados foram identificados e contabilizados, e agrupados em táxons³ em nível de ordem. Com os dados obtidos foi calculado número de indivíduos, a riqueza (número de táxons), abundância de indivíduos conforme descrito por Merlim (2005).

4.3 Análise estatística

Os resultados dos atributos químicos, físicos e biológicos, com exceção de abundância da fauna do solo, foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro - Wilk ($\alpha=0,05$). Para os dados com distribuição anormal, foi realizada transformação dos dados por raiz quadrada de $y+1$. Em seguida, foi realizada análise de variância (ANOVA) e comparações pelo teste de Scott - Knott a 5% pelo *software* Sisvar 5.6. e análise de Componentes Principais (ACP) buscando analisar as relações entre os atributos de qualidade do solo e as áreas do estudo, por meio do *software* Past (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

As médias dos indicadores químicos, físicos e biológicos na PCA obtidas de amostras de solo coletadas na profundidade 0-10 cm foram submetidas à estatística multivariada e, assim, foi gerada a Figura 20, onde as abscissas correspondem ao componente principal (CP) 1, com 50,5% da variância total, e as ordenadas correspondem ao CP 2, com 23,77% da variância total. Os dois fatores juntos explicaram 74,27% da variância total dos dados.

³ Táxon é uma unidade taxonômica, essencialmente associada a um sistema de classificação científica. O táxon pode indicar uma unidade em qualquer nível de um sistema de classificação: um reino, gênero e uma espécie são taxa assim como qualquer outra unidade de um sistema de classificação dos seres vivos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item são apresentados os resultados obtidos dos atributos químicos, físicos e biológicos. Em seguida, são apresentados os resultados da Análise dos Componentes Principais (PCA) e a análise da condição ambiental das áreas de estudo.

5.1 Indicadores químicos de qualidade do solo

Na Tabela 1 são apresentados os resultados de pH, SB, CTC e V% avaliados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).

Tabela 1 – Resultados do indicador químico pH, SB, CTC e V% avaliados na Área 1 (A,B,C,D ,E) e Área 2 (Controle).

Áreas de estudo	Indicadores químicos							
	pH	SB		CTC		V		
		- cmol _c /dm ³ -						%
		0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	
A	7,3 c	5,4 Ba	4,8 Aa	6,4 Ba	6,3 Aa	83,2 Aa	75,0 Aa	
B	6,9 b	7,0 Ba	4,7 Ab	7,8 Ba	6,3 Ab	89,8 Aa	73,3 Aa	
C	7,8 d	6,1 Ba	2,5 Bb	7,2 Ba	5,3 Ab	83,9 Aa	46,8 Bb	
D	6,5 b	6,2 Ba	1,9 Bb	7,3 Ba	5,0 Ab	85,0 Aa	39,2 Bb	
E	5,4 a	8,4 Aa	1,6 Bb	9,1 Aa	5,2 Bb	92,0 Aa	31,5 Bb	
Controle	5,4 a	8,6 Aa	1,5 Bb	9,3 Aa	4,8 Bb	92,2 Aa	30,4 Bb	
CV (%)	7,4	24,1		14,5		21,1		

SB = Soma de Bases; CTC = Capacidade de Troca de Cátions; V% = Saturação por bases.

Médias seguidas das mesmas letras maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, para cada característica estudada, não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Os resultados do pH apresentam diferença significativa entre as áreas de estudo, independente da profundidade avaliada. Os valores de pH observados nas áreas de estudo variaram entre médio a alto, segundo Sobral et al. (2015) que classifica este indicador em baixo (< 5,0), médio (5-6) e alto (> 6,0).

De acordo com o recomendado por Costa et al. (2017) os valores ideais de pH para receber a grande maioria das plantas deve se apresentar entre 5,8 a 7,5, o que foi verificado nas subáreas A, B, C, D. Dessa forma, pode-se considerar que o pH não pode é um fator limitante para o desenvolvimento de plantas no processo de regeneração natural desta área, uma vez que os valores de pH estão dentro do valor recomendado. No entanto, é visualizado solo exposto em algumas áreas, como nas

subáreas D e C, como descrito no Quadro 2. Logo, outros fatores podem estar associados a esta dificuldade de regeneração natural nessas subáreas.

Os valores de pH corroboram com o estudo de Costa et al. (2017) que encontraram pH entre 6,4 a 6,6 em área onde houve disposição de resíduos e de 4,4 a 4,88 na área adotada como Controle. Medeiros et al. (2008) observaram pH de 5,3 na área de lixão e de 4,2 na área de entorno. Ao considerar estes estudos é possível constatar que a disposição dos resíduos no solo pode provocar aumento do pH, o que é justificado por Costa et al. (2017) em função do composto de lixo possuir humatos alcalinos.

Resende et al. (2013) encontraram valores de pH próximos ao deste estudo em um aterro controlado, de 6,22. No entanto, outros estudos em lixões desativados evidenciam valores de pH inferiores aos observados neste estudo, como 5,3 (MEDEIROS et al., 2008), 4,6 (OLIVEIRA et al., 2016), 5,11 (RAMALHO et al., 2014) e 5,4 (CORRÊA; ALMEIDA; RIBEIRO, 2018).

Os indicadores SB, CTC e V% apresentaram diferença significativa entre as áreas e profundidades avaliadas. Para o indicador SB e CTC são observados os maiores valores na subárea E e Controle na profundidade 0-10 cm e na subárea A e B na profundidade 10-20 cm. Para o indicador V% não foram observadas diferenças significativas entre as áreas de estudo na profundidade 0-10 cm, enquanto na profundidade 10-20 cm os maiores valores foram observados nas subáreas A e B. A camada superficial do solo (0-10 cm) apresentou maiores/melhores resultados para SB, CTC e V%.

O indicador SB variou entre 1,5 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ a 8,6 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ sendo observados os maiores valores de SB na camada superficial do solo. Resende et al. (2013) encontraram valores de bases similares à subárea E e Controle em um aterro controlado de 2,65. Já em uma área de lixão, Medeiros et al. (2008) encontraram valor de SB de 7,1 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$, e esta reduziu para 3,2 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ quando analisada a área no entorno. Com base nos resultados deste estudo e nesses autores supracitados pode-se presumir que o aumento da SB deve estar associado à disposição dos resíduos no solo, uma vez que estes, durante o processo de decomposição, podem ser mineralizados e liberar os nutrientes Ca, Mg e P para o solo.

Os valores de CTC na área do lixão desativado são classificados como médios, sendo, especificamente, na área Controle na profundidade 0-10 cm uma CTC média enquanto na profundidade 10-20 cm considerada baixa segundo Sobral et al.

(2015) que determina CTC baixa ($>5,0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$), média ($5-15 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$), e alta ($>15 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$).

A CTC é um bom indicador de qualidade do solo, afinal por meio desta é possível associar à retenção de cátions no solo, além das relações entre a estrutura do solo e a água. Valores médios de CTC indicam uma boa condição de fertilidade do solo (RONQUIM, 2010).

É possível verificar que as subáreas apresentam qualidade química diferente entre si, com solo eutrófico, mais fértil ($V\% < 50\%$) em todas as áreas de estudo na profundidade 0-10 cm e distrófico, menos fértil ($V\% > 50\%$) nas subáreas C, D, E e Controle na profundidade 10-20 cm (SOBRAL et al., 2015). Côrrea, Almeida e Ribeiro (2018) observaram um V% de 45,8% no solo de um lixão em funcionamento, Resende et al. (2013) de 63,7% em aterro controlado e Medeiros et al. (2008) de 25,0 %, o que remete a uma grande variação do V% de acordo com as áreas envolvidas nas pesquisas.

Na Tabela 2 são apresentados os valores dos macronutrientes P, Ca e K avaliados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).

Tabela 2 - Resultados obtidos para os indicadores químicos P, K e Ca avaliados na Área 1 (A,B,C,D ,E) e Área 2 (Controle).

Áreas de estudo	Indicadores químicos		
	P	K	Ca
	- mg/dm^3 -		- cmol/dm^3 -
A	31,1 a	215,2 c	3,6 c
B	7,8 a	159,8 b	4,8 c
C	144,2 b	213,6 c	6,7 d
D	7,3 a	164,3 b	3,6 b
E	3,8 a	95,5 a	1,6 a
Controle	0,38 a	49,1 a	1,3 a
CV (%)	203,2	37,1	25,4

P = Fósforo; K = Potássio; Ca = Cálcio.

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Os indicadores P, K e Ca apresentaram diferenças significativas entre as áreas de estudo independentemente da profundidade de avaliada. É possível observar que os teores de K e Ca são mais elevados em subáreas localizadas dentro da área de lixão, o que indica que a incorporação dos resíduos sólidos no solo é capaz de aumentar os teores de macronutrientes. Nobile et al. (2010), ao incorporarem resíduo de bauxita no solo, concluíram que o mesmo foi capaz de aumentar os teores de macronutriente, variando em função do volume incorporado e das suas características químicas.

Em especial, a subárea C foi aquela que apresentou os maiores teores destes nutrientes em relação às demais subáreas de estudo e a área Controle. Para Nascimento (2017), a maior ocorrência de P em áreas onde há disposição de resíduos está ligada à decomposição do material orgânico de origem animal e vegetal depositados nestas áreas, como restos de alimentos, papel, madeira, osso, sementes, folhagens entre outros.

Na Tabela 3 são apresentados os valores obtidos para o Mg e Zn e na Tabela 4 são apresentados os valores obtidos para o Mn e Bo.

Tabela 3 - Resultados dos indicadores químicos Mg e Zn avaliados na Área 1 (A, B,C,D ,E) e Área 2 (Controle).

Área	Magnésio - cmol _c /dm ³ -		Zinco - mg/dm ³ -	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
A	0,8 Ba	0,8 Aa	13,6 Ba	10,4 Aa
B	1,1 Aa	0,8 Ab	16,1 Ba	9,6 Aa
C	0,9 Ba	0,4 Bb	11,3 B	11,4 A
D	1,0 Ba	0,3 Bb	6,5 Ba	10,8 Aa
E	1,2 Aa	0,2 Bb	46,2 Aa	1,1 Ab
Controle	1,3 Aa	0,2 Bb	51,5 Aa	0,5 Ab
CV(%)	25,3		86,9	

Mg = Magnésio; Zn= Zinco

Médias seguidas das mesmas letras maiúscula na coluna e minúscula na linha, para cada característica estudada, não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Tabela 4 - Resultados dos indicadores químicos Mn e Bo avaliados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).

Profundidades - cm -	Indicadores químicos	
	Mn	Bo
	- mg/dm ³ -	
0-10	61,37 a	0,37 a
10 – 20	39,8 b	0,32 a
CV (%)	45,5	30,0

Mn = Manganês; Bo= Boro.

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Os indicadores Mg e Zn (tabela 3) apresentaram diferenças significativas entre as áreas e profundidades avaliadas. Já os indicadores Mn e Bo (tabela 4) apresentaram diferenças apenas em relação às profundidades, ou seja, não demonstraram sensibilidade para distinguir as áreas do lixão em relação à área Controle.

Os valores de Mg, Zn e Mn foram mais elevados na profundidade 0-10 cm. Os valores de Mg apresentam médias superiores aos observados em outros estudos como 0,89 cmol_c/dm³ para Mg (RESENDE et al., 2013) e 0,3 cmol_c/dm³ para Mg (OLIVEIRA et al., 2016).

Bonini, Alves e Montanari (2015), ao estudarem a incorporação de resíduo orgânico no solo na forma de lodo de esgoto, observaram elevação dos teores de nutrientes do solo, assim como observado neste estudo. Uma vez que na área do lixão também houve a incorporação de resíduos orgânicos, pode-se considerar que esta possa ser a justificativa para estes indicadores apresentarem-se em teores elevados em relação à área Controle.

Costa et al. (2017) também observaram teores médios de Zn, Mn e Bo mais elevados em área de lixão em atividade comparada à área referência e afirmaram que os teores destes nutrientes foram influenciados pela incorporação dos resíduos. Neste estudo, é observada influência da disposição de resíduos entre as áreas somente para o indicador Zn, enquanto Mn e Bo a influência é vista somente entre as profundidades avaliadas.

Os valores de Zn, Mn e Bo encontram-se dentro dos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 420/2009, não indicando contaminação por estes metais nas áreas de estudo.

No estudo de Medeiros et al. (2008), foram observados teores de Zn, Mn e Bo inferiores aos deste estudo, com 0,1 mg/dm³ para Zn, 2,9 mg/dm³ para Mn e 0,16 mg/dm³ para Bo. Apesar de se apresentarem como teores altos em relação a outro estudo anteriormente citado e já realizado em área de lixão, todos os indicadores encontram-se dentro dos limites aceitáveis descritos na Resolução CONAMA n° 420/2009, o que permite considerar que não há contaminação por estes elementos na área de estudo.

Os indicadores químicos Fe e Cu não apresentaram interação entre áreas e profundidades, não sendo considerados indicadores sensíveis para avaliar a condição ambiental de área de lixão.

Na Tabela 5 são apresentados os resultados obtidos em relação à concentração de metais pesados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle) na profundidade 0-10 cm.

Tabela 5 - Resultados da concentração de metais pesados da Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).

Metal pesado	Áreas de estudo	Conc.	LMA Resolução CONAMA n° 420/2009* - mg kg ⁻¹ de solo seco-	Metal pesado	Áreas de estudo	Conc.	LMA Resolução CONAMA n° 420/2009* - mg kg ⁻¹ de solo seco-
Chumbo (Pb)	A	9,37	180	Cobalto (Co)	A	<LOD	35
	B	13,93			B	<LOD	
	C	13,77			C	<LOD	
	D	18,2			D	<LOD	
	E	25,45			E	<LOD	
	Controle	14,5			Controle	<LOD	
Arsênio (As)	A	<LOD	35	Cromo (Cr)	A	182,89	150
	B	4,87			B	126,88	
	C	5,17			C	169,8	
	D	4,96			D	125,49	
	E	4,41			E	118,63	
	Controle	5,29			Controle	118,37	
Mercurio (Hg)	A	<LOD	12	Bário (Ba)	A	91,36	300
	B	<LOD			B	126,58	
	C	<LOD			C	75,84	
	D	<LOD			D	119,25	
	E	<LOD			E	83,89	
	Controle	<LOD			Controle	86,78	
Cobre (Cu)	A	36,18	200	Cádmio (Cd)	A	<LOD	3 mg
	B	43,67			B	<LOD	
	C	31,46			C	<LOD	
	D	39,03			D	<LOD	
	E	39,19			E	<LOD	
	Controle	33,72			Controle	<LOD	
Níquel (Ni)	A	54,04	70 mg	LMA – Limite Máximo Aceitável. <LOD – Concentração abaixo do teor mínimo para leitura.			
	B	48,76					
	C	60,02					
	D	36,25					
	E	20,36					
	Controle	33,91					

*Foi adotado o LMA referente ao uso agrícola, uma vez que a área do lixão desativado atualmente é destinada à pastagem.

Não foi observada nenhuma contaminação dos metais pesados descritos na Tabela 6 nas áreas de estudo, segundo os parâmetros determinados pela Resolução CONAMA n° 420/2009, sendo assim, a contaminação por metais não deve ser considerada como fator limitante para desenvolvimento de plantas.

Em um contexto geral, os resultados permitem inferir que a condição de pH da área do lixão apresenta-se mais alcalina em relação à área Controle, no entanto dentro dos limites ideais para o desenvolvimento de plantas, independentemente da profundidade estudada. Quanto à CTC, está foi classificada como média a alta, o que representa uma boa condição de fertilidade nas áreas de estudo. Quanto aos nutrientes P, K, Ca, Mg e Zn foi observada concentrações diferentes entre as áreas de estudo, estando os maiores valores na área do lixão. Os indicadores m%, MO e Mn apresentaram diferenças somente nas profundidades estudadas. Os indicadores Fe e Cu não apresentaram interação entre as áreas e profundidades estudadas.

A subárea E e Controle podem ser consideradas iguais pela similaridade dos resultados obtidos para todos os indicadores que foram capazes de discriminar diferenças entre as áreas de estudo (SB, CTC, V%, Mg e Zn), independente da profundidade estudada, o que permite considerar que são áreas com uma condição ambiental similar no que diz respeito à fertilidade do solo.

Assim sendo, do ponto de vista químico, a área do lixão desativada apresenta condições positivas para o desenvolvimento de plantas, o que pode ter sido promovido pela degradação do material orgânico depositado na área, visto que a incorporação de resíduos orgânicos ao solo promove tais melhorias (BONINI; ALVES; MONTANARIA, 2015).

5.2 Indicadores físicos de qualidade do solo

As médias dos indicadores físicos DP, DMG e DMP da Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle), estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Resultados dos indicadores físicos DP, DMG e DMP Mn e Bo avaliados na Área 1 (A, B, C, D, E) e Área 2 (Controle).

Áreas de estudo	Indicadores físicos		
	DP	DMG	DMP
	- g/dm ³ -		- mm -
A	2,5 a	3,0 a	3,3 b
B	2,5 a	2,5 a	2,9 b
C	2,3 b	1,9 a	2,4 b
D	2,4 b	2,5 a	2,9 b
E	2,3 b	2,8 a	4,1 a
Controle	2,4 b	3,1 a	4,6 a
CV (%)	5,36	38,15	21,03

DP = Densidade de partículas; DMG = Diâmetro Médio Geométrico; DMP = Diâmetro Médio de Partículas.

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Houve diferença significativa entre as áreas para os indicadores DP e DMP, o mesmo não sendo observado para o DMG. .

Os valores médios de DP apresentados na Tabela 7 apresentam-se entre 2,3 g/cm³ e 2,5 g/cm³ na área de lixão desativado e 2,4 g/cm³ na área Controle. Para Pereira-Filho (2016) os valores de DP devem se apresentar próximos a 2,65 mg/cm³, densidade esta baseada nos constituintes do solo. As DP apresentadas nas áreas de estudo são próximos aos valores encontrados por Oliveira et al (2016), 2,55 g/cm³ na área de lixão e 2,38 g/cm³ na área de referência utilizada e por Nascimento (2017), obteve o valor de 2,50 g/cm³ para DP em área de lixão.

De acordo com Stefanoski et al. (2013) e Oliveira et al. (2013), a explicação da DP ter se mostrado pouco variável entre as áreas de estudo pode estar relacionada ao mesmo material de origem do solo.

Os valores para DMP indicam similaridade entre as subáreas A, B, C e D em relação à subárea E e Controle. As áreas onde foram observados menores valores de DMP foram aquelas que possuem solo exposto, como descrito no Quadro 2, ou seja, a falta de cobertura do solo acarreta em uma menor estabilidade. O estudo de Rodrigues et al. (2018), ao avaliar atributos físicos de um talude de mineração, também observaram que as áreas onde houve cobertura do solo são observados maiores valores de DMG, corroborando os dados obtidos em relação à estabilidade do solo das áreas envolvidas neste estudo.

A análise da agregação do solo é de suma importância na avaliação de áreas degradadas, pois está ligada à importantes processos no solo, manejo ou distúrbios, sendo capazes de impactar sobre a MO e estabilidade do solo (BORGES, 2013).

Rocha et al. (2015), em seu estudo, encontraram valores de DMG e DMP similares em áreas de pastagem e também correlacionaram a estabilidade de agregados com a cobertura do solo, afirmando que quanto maior a exposição do solo aos fatores externos, maior rompimento dos agregados do solo, e redução dos valores de DMG e DMP. Melloni, Melloni e Vieira (2013), estudando solos de pastagem, observaram valores superiores a este estudo, 4,68 mm para DMG e 4,89 mm para DMG.

Em uma análise geral, a subárea E e a Área Controle apresentaram-se similares no que diz respeito aos indicadores físicos avaliados, sendo estas áreas consideradas as mais estáveis, o que pode estar relacionado com a cobertura predominante de *Brachiaria* e com os indicadores químicos.

5.3 Indicadores biológicos de qualidade do solo

Na Tabela 7 são apresentados os resultados obtidos para atividade microbiana e na Tabela 8 são apresentados os resultados obtidos para biomassa microbiana e qCO_2 /dia.

Tabela 7 - Resultados obtidos para atividade microbiana no período chuvoso.

Profundidade - cm -	Indicador biológico
	Atividade microbiana - $\mu g CO_2/g$ de solo seco . dia -
0-10	53,7 a
10-20	28,1 b
CV (%)	26,38

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Tabela 8 - Resultados obtidos para biomassa microbiana e qCO_2 /dia.

Áreas de estudo	Indicadores biológicos			
	Biomassa microbiana		qCO_2 /dia	
	- $\mu g C/g$ de C. g de solo seco -		- $\mu g CO_2/ \mu g C.g$ de solo seco.dia -	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
A	126,9 Aa	135,4 Aa	0,4 Aa	0,2 Aa
B	184,5 Aa	115,2 Aa	0,2 Aa	0,3 Aa
C	143,8 Aa	70,4 Ab	0,4 Aa	0,6 Ba
D	52,0 Bb	123,6 Aa	1,0 Ba	0,2 Ab
E	164,0 Aa	76,2 Ab	0,3 Aa	0,4 Aa
Controle	114,6 Aa	131,6 Aa	0,5 Aa	0,2 Ab
CV(%)	54,5		47,2	

Médias seguidas das mesmas letras maiúscula na coluna e minúscula na linha, para cada característica estudada, não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Houve diferença significativa para atividade microbiana apenas em relação às profundidades avaliadas, enquanto houve interação entre as áreas e profundidades para os indicadores biomassa microbiana e qCO_2 /dia. Logo, pode-se considerar que o indicador atividade microbiana não foi sensível para distinguir a área do lixão da área Controle.

A atividade e biomassa microbiana do solo (BMS) observadas na área de lixão encontram-se nos mesmos níveis apresentados no estudo de Alves et al. (2011). No entanto, quando comparados os resultados desta pesquisa como os de Yada et al. (2015), os quais estudaram estes indicadores em área de mata e capoeira, são

observados valores inferiores de atividade e biomassa microbiana em relação à estas áreas. Esta condição é justificada por Yada et al. (2015) pelo fato de que a atividade e biomassa microbiana devem ser maiores em solos sob vegetação natural do que em outros tipos de cobertura, pois a microbiota do solo é favorecida pelo acúmulo e material orgânico, fonte de nutrientes e de melhores condições físicas do solo.

Em todas as áreas de estudo, os valores de biomassa mostraram tendência de ser maiores na profundidade 0-10 cm em relação a 10-20 cm, como também observado por Fernandes et al. (2013), em estudos de biomassa microbiana e matéria orgânica em áreas desertificadas revegetadas com pinhão-manso solteiro e consorciado com gramínea. A presença de *Brachiaria* na área de estudo pode ter contribuído para tal resultado, conforme também revelado por outros autores (SILVA et al., 2010; ALVES et al., 2011).

Destaca-se o valor de atividade microbiana obtido em amostras de solo das subáreas C e D em relação às demais, possivelmente pelos altos teores de MO, situação esta que também foi observado por Yada et al. (2015), em áreas degradadas por mineração de estanho em fase de recuperação. Quando observado maior valor de qCO_2 para a subárea C tem-se a menor eficiência da BMS nesse sistema, o que pode estar relacionada a fatores estressantes (SILVA et al., 2010), já que ambientes mais estáveis apresentam redução da respiração basal por unidade de biomassa microbiana (ALVES et al., 2011). Entre esses fatores estressantes podem ser citados baixo DMG e DMP e alta declividade, que contribuem para a lenta regeneração dessa subárea.

Quanto aos indicadores biológicos riqueza e número total de indivíduos da fauna do solo avaliados nas áreas de estudo, foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados obtidos para número de indivíduos e riqueza.

Áreas de estudo	Indicadores biológicos	
	Número de indivíduos	Riqueza
A	76,0 a	5,4 a
B	56,6 a	7,2 a
C	29,4 a	4,8 a
D	59,8 a	6,2 a
E	25,4 a	5,6 a
Controle	46,4 a	6,8 a
CV (%)	51,40	30,4

Médias seguidas das mesmas letras na coluna não diferem pelo teste de Scott Knott a 0,05 de significância.

Não houve diferença significativa entre as áreas de estudo para os indicadores número de indivíduos e riqueza, não sendo considerados indicadores sensíveis para distinguir as áreas de estudo.

O número de indivíduos amostrados por meio das armadilhas foi variável entre as subáreas, o que pode ser justificado em função das mesmas possuírem tamanhos diferenciados entre si (SILVA et al., 2013). Apesar de apresentar valores médios variáveis, o indicador não diferiu estatisticamente entre as áreas de estudo.

Foi encontrado um total de 1468 indivíduos nas áreas de estudo, porém não foi observada uma com relação direta entre maior número de indivíduos em maiores áreas de estudo.

Bartz et al. (2014), uma maior riqueza da fauna edáfica está associada a um ambiente mais equilibrado e menos perturbado. A riqueza também está relacionada com a existência de serapilheira e riqueza de invertebrados se baseia no fato de que este material orgânico presente sobre o solo é uma importante fonte de alimento (PEREIRA; BARETTA; CARDOSO, 2015). Outro aspecto importante do solo diz respeito à melhoria da sua estrutura física, a qual influencia positivamente no habitat para estes invertebrados (OLIVEIRA-FILHO, BARRETA, SANTOS, 2014).

Também deve-se salientar que as características físico-químicas do solo também são capazes de influenciar a riqueza dos invertebrados (GEREMIA et al., 2015; PEREIRA et al., 2017). Bartz et al. (2014) observaram em seus estudos menor riqueza de táxons onde há muito P. Logo, se na subárea C do lixão foram observados os maiores teores de macronutrientes como o P e menor Dp, DMG e DMP estas características podem estar associadas ao menor valor observado da riqueza.

Vergílio et al. (2013) e Martins et al. (2017) observaram menor abundância de invertebrados em áreas onde houve cobertura de mamona (*Ricinus communis*), o que corrobora os resultados observados neste estudo, uma vez que na subárea C, onde foi observada menor riqueza e número de indivíduos, havia presença desta planta. Silva et al. (2013) também salientam que a baixa diversidade de espécies de plantas (como observado para essa subárea) pode também resultar em efeito negativo sobre a comunidade da fauna do solo. A relação entre a presença de mamona e a baixa abundância de invertebrados no solo pode estar relacionada, pois segundo Costa (2013), ao fato de que as sementes de mamona possuem uma alta concentração de ricina, que apresenta efeitos fitotóxicos a algumas plantas e insetos. Nesse sentido, a torta de mamona tem sido utilizada como forma de Controle de pragas em algumas culturas, pois tem o poder de controlar a presença de determinados insetos.

Na Figura 15 são apresentados os dados relativos à abundância dos táxons obtidos nas áreas de estudo.

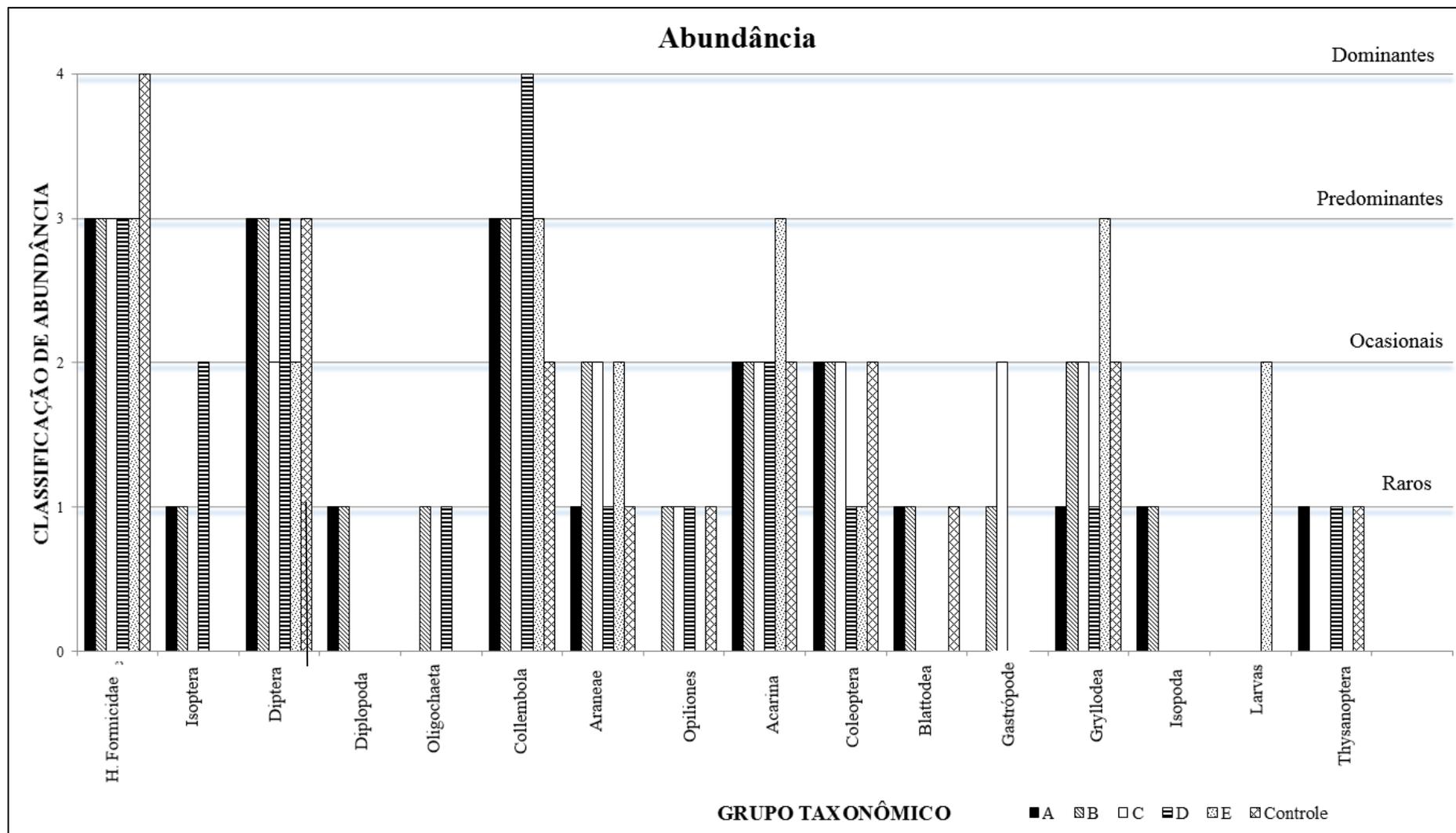


Figura 15 - Abundância dos grupos taxonômicos encontrados nas áreas de estudo por armadilha do tipo Pitfall Traps. Área 1 do lixão (A, B, C, D e E) e área 2 (Controle).

Códigos: Abundância > 50% = 4 (dominantes); 10-50% = 3 (abundantes); 2-10% = 2 (ocasionais) e < 2% = 1 (raros). (Adaptado de Merlim, 2005).

Fonte: Autora (2019).

Foram encontrados nas áreas de estudo 17 grupos taxonômicos, sendo estes: Acarina, Aranae, Blattaria, Coleoptera, Collembola, Diplopoda, Diptera, Grillobattodea, H. Formicidae, Hemiptera, Isopoda, Isoptera, Larvas, Opiliones, Thysonoptera, Olichaeta e Gastrópodes. O número de grupos taxonômicos encontrados corrobora os estudos de Oliveira-Filho, Baretta e Santos (2014) que encontraram 19 táxons, em solos de mineração de carvão em processo de recuperação, enquanto Silva et al. (2013) observaram menor número de táxons em áreas cultivadas (7 a 8 táxons, variando em função da cultura. Na Figura 16 é possível observar alguns espécimes de invertebrados amostrados por meio das armadilhas de queda.

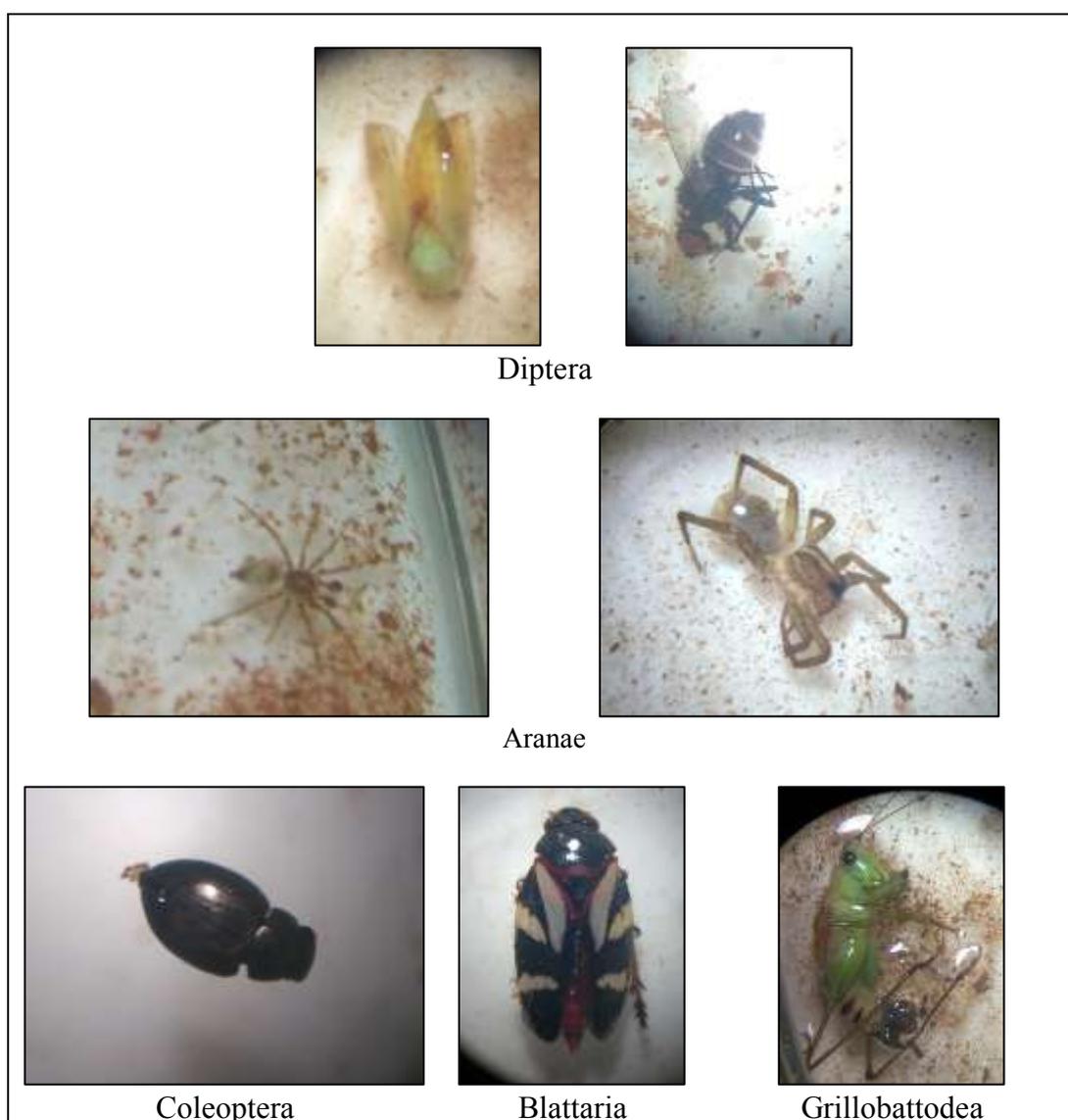


Figura 16 - Alguns espécimes de invertebrados capturados em armadilhas de queda.
Fonte: Autora (2017).

Os grupos taxonômicos se apresentaram de forma dinâmica entre as subáreas, sendo mais abundantes nas áreas de estudo como um todo, o H. Formicidae, Collembola, Diptera, Acarina, seguidos de Grillobattodea e Coleoptera (Figura 18). Outros grupos também foram considerados abundantes em outros estudos como: Acari, Collembola e H. Formicidae (OLIVEIRA-FILHO; BARETTA; SANTOS, 2014), Collembola, Acarina, Coleoptera e H. Formicidae (BARTZ et al., 2014), Acari, Araneae, Diptera, Formicidae, Hymenoptera e Isopoda (MACHADO et al., 2015), Isoptera e Hymenoptera (PEREIRA et al., 2017) e Hymenoptera e H. Formicidae (MARTINS et al., 2017).

O grupo H. Formicidae foi predominante na área Controle e em toda área do lixão desativado, situação também observada em outros estudos (GEREMIA et al., 2015; MARTINS et al., 2017) confirmando que as formigas têm sido reportadas como dominantes em diversos ecossistemas. De acordo com Martins et al. (2017) isso pode estar relacionado com sua característica de inseto social capaz de sobreviver em diferentes coberturas. A presença do grupo H. Formicidae em áreas degradadas é relatada por Bartz et al. (2014) e Baretta et al. (2011) como de extrema importância para recuperação dessas áreas, pois atuam com colonizadoras e realizam a redistribuição de partículas, nutrientes e matéria orgânica, melhorando a infiltração de água no solo, otimizando a porosidade e aeração. Com base nestas referências, é possível considerar que o grupo H. Formicidae encontra-se atuando na área do lixão desativado, contribuindo com o processo de regeneração natural.

Da mesma maneira que o grupo H. Formicidae, o grupo Collembola foi abundante nas áreas de estudo, sendo predominantes em todas as áreas, exceto na subárea D, onde assumiu caráter dominante. Vergílio et al. (2013) e Bartz et al. (2014) também verificaram que o grupo Collembola e Acarina foram abundantes nas áreas degradadas envolvidas em seu estudo.

Os colêmbolos são organismos que integram, juntamente com os ácaros, que são seus predadores, a maior população da mesofauna. Os colêmbolos se alimentam de fungos e resíduos vegetais e também são fontes de alimentos para outros organismos predadores como aranhas e coleópteros. Além disto, por causa da abundância no solo e sensibilidade a condições ambientais, os colêmbolos têm sido considerados indicadores das condições biológicas do solo (SILVA et al., 2013).

A presença de colêmbolos em áreas degradadas é um bom indicador de recuperação, pois estes invertebrados exercem importante papel na ciclagem de

nutrientes, fazendo com as que as plantas tenham aporte químico para se desenvolver e promover a recuperação da área perturbada (BARETTA et al., 2011).

Os grupos Dipteras e Grillobattodea se apresentaram como predominantes, assim como no estudo de Azevedo et al. (2011). A presença destes invertebrados nas áreas degradadas é de extrema relevância, pois os Dipteras são responsáveis por parte da decomposição da matéria orgânica, enquanto os grilos, além de fragmentar materiais orgânicos vegetais, ainda são predadores de outras espécies, garantindo o equilíbrio da cadeia alimentar.

Os coleópteros também foram observados em menor abundância em comparação com os demais táxons encontrados, mas se destacou em relação aos demais grupos (Figura 18). Estes invertebrados, por sua vez, também exercem papel de auxiliar na decomposição de resíduos de origem vegetal e animal (BARETTA et al., 2011).

O grupo taxonômico Araneae foi ocasional nas subáreas B, C e E e raras nas demais áreas. A baixa abundância das aranhas é comum, e estas exercem papel de predadores de outras espécies, garantindo o equilíbrio no ecossistema (MACHADO, 2010).

De modo geral, houve distribuição homogênea de abundância entre as áreas de estudo (Figura 15). Observou-se que os grupos mais abundantes se mostraram distribuídos entre as áreas, além disso, deve-se ressaltar para a abundância de grupos que estão ligados à decomposição de material orgânico, o que pode ter relação tanto na disposição dos resíduos na área quanto em função da *Brachiaria* predominante em algumas das subáreas e na área Controle, que contribui para a serapilheira observada nessas áreas.

5.4 Análise dos componentes principais (ACP)

A análise de componentes principais (ACP) é um importante ferramenta no estudo de indicadores biológicos de sustentabilidade porque permite o uso de atributos do solo como variáveis ambientais explicativas, auxiliando na interpretação de dados ecológicos (BARTZ et al., 2014).

As médias dos indicadores químicos, físicos e biológicos na ACP avaliadas na profundidade 0-10 cm foram submetidos à estatística multivariada e, assim, foi gerada a Figura 18, onde as abscissas correspondem ao componente principal (CP) 1, com 50,5%

da variância total, e as ordenadas correspondem ao CP 2, com 23,77% da variância total. Os dois fatores juntos explicaram 74,27% da variância total dos dados.

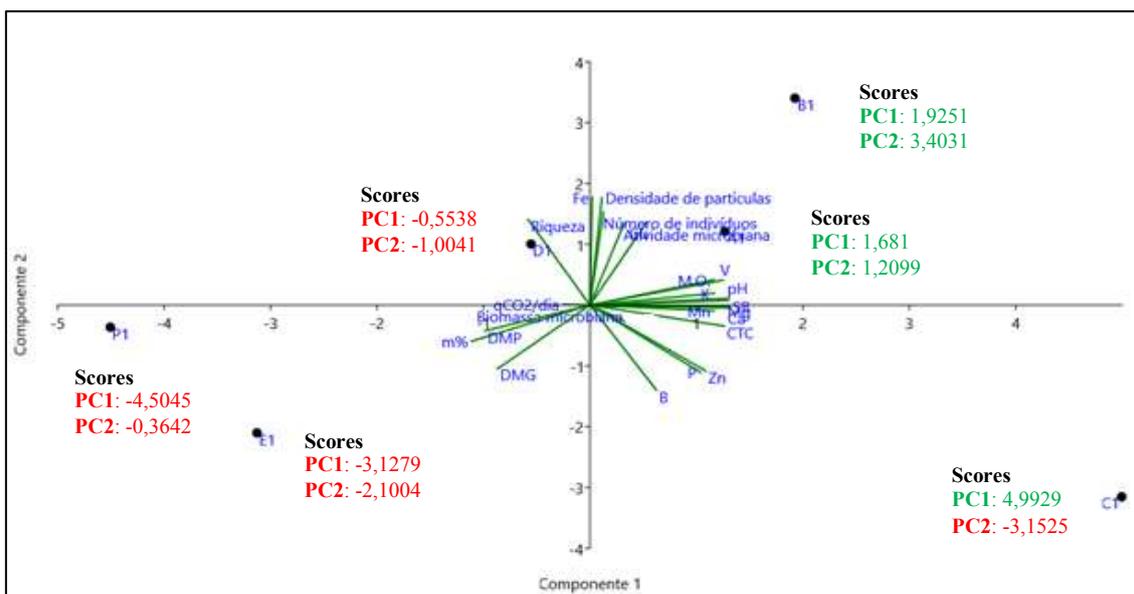


Figura 17 – Resultado da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade do solo na profundidade 0-10 cm.

A1 (Subárea A, profundidade 0-10 cm), B1 (Subárea B, profundidade 0-10 cm), C1 (Subárea C, profundidade 0-10 cm), D1 (Subárea D, profundidade 0-10 cm), E1 (Subárea E, profundidade 0-10 cm) e P1 (Área Controle, profundidade 0-10 cm).

Fonte: Autor (2018).

As subáreas estão distribuídas de acordo com os valores médios dos atributos físicos, químicos e biológicos determinados. As subáreas E1 e P1 (Controle), limítrofes, se agruparam em função das melhores condições físicas (DMG e DMP), menor fertilidade, maior biomassa microbiana e menores valores de atividade e número de indivíduos. As subáreas A1 e B1 se agruparam em função dos maiores valores de atividade microbiana e alguns atributos de fertilidade. A subárea C1 se destaca pelas melhores condições de fertilidade e menor riqueza), enquanto as subáreas D1 apresenta maior riqueza e baixa fertilidade.

Para a profundidade de 10-20 cm, os resultados também foram submetidos à estatística multivariada, gerando-se a Figura 19, onde as abscissas correspondem ao componente principal (CP) 1, com 56,35% da variância total, e as ordenadas correspondem ao CP 2, com 24,22% da variância total. Os dois fatores juntos explicaram 80,57% da variância total dos dados.

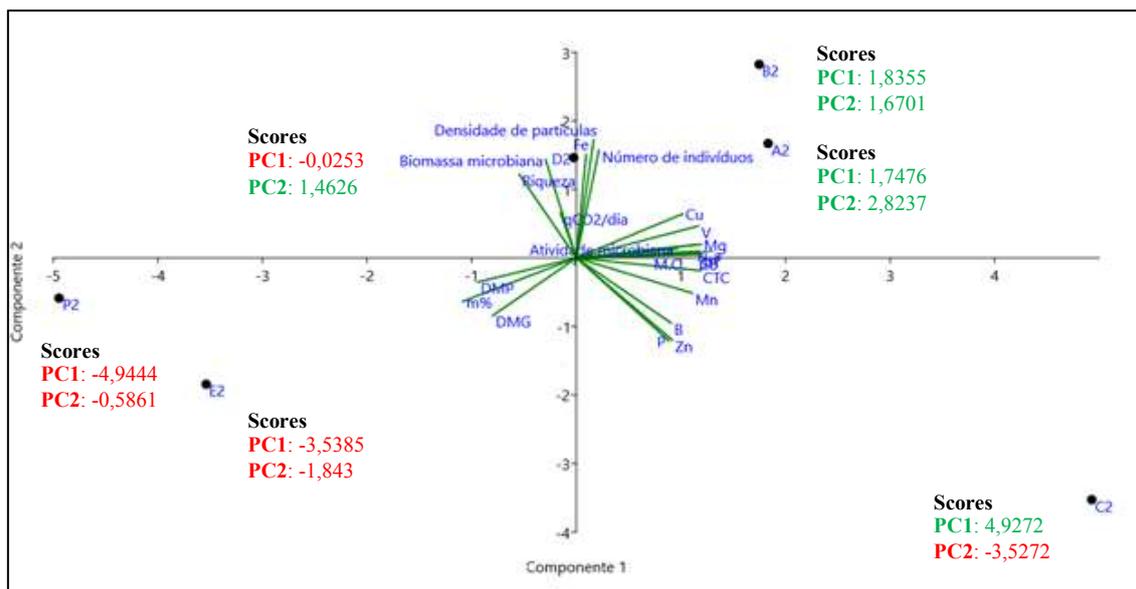


Figura 18 - Resultado da análise de componentes principais dos indicadores de qualidade do solo na profundidade 10-20 cm.

A2 (Subárea A, profundidade 10-20 cm), B2 (Subárea B, profundidade 10-20 cm), C2 (Subárea C, profundidade 10-20 cm), D2 (Subárea D, profundidade 10-20 cm m), E2 (Subárea E, profundidade 10-20 cm) e P2 (Área Controle, profundidade 10-20 cm).

Fonte: Autor (2018).

A distribuição e agrupamento das subáreas na profundidade 10-20 cm (Figura 21) seguiram a mesma tendência já apresentada para a profundidade 0-10 cm (Figura 20), com variação, principalmente, para os atributos microbiológicos atividade e biomassa microbianas. Dessa forma, em outros estudos de qualidade do solo de lixão, pode-se limitar à utilização da profundidade de 0-10 cm, ou mesmo uma única de 0-20 cm, economizando tempo e recursos de laboratório.

Independentemente da profundidade de estudo, Stefanoski et al. (2013) salienta que o uso de indicadores de qualidade do solo deve anteceder os projetos de recuperação, pois estes indicadores são capazes de avaliar as áreas perturbadas e, assim, propor práticas adequadas de manejo do solo.

É importante salientar que, por meio da análise multivariada, evidenciou-se a distinção das áreas/subáreas de estudo, confirmando que as mesmas devam ser submetidas a projetos diferentes de recuperação. Sendo assim, evidencia-se a necessidade de propor medidas de recuperação específicas para cada subárea do lixão desativado, para melhorias da parte física, química e biológica do solo e, finalmente, para a revegetação.

Os indicadores utilizados no presente estudo permitiram estabelecer o agrupamento das 5 áreas de estudo do lixão (proposta inicialmente em função da declividade) em somente quatro, sendo elas: Área 1 (Subárea E), 2 (Subárea D), 3 (Subáreas A + B) e 4 (Subárea C), além da área Controle (Figura 19).

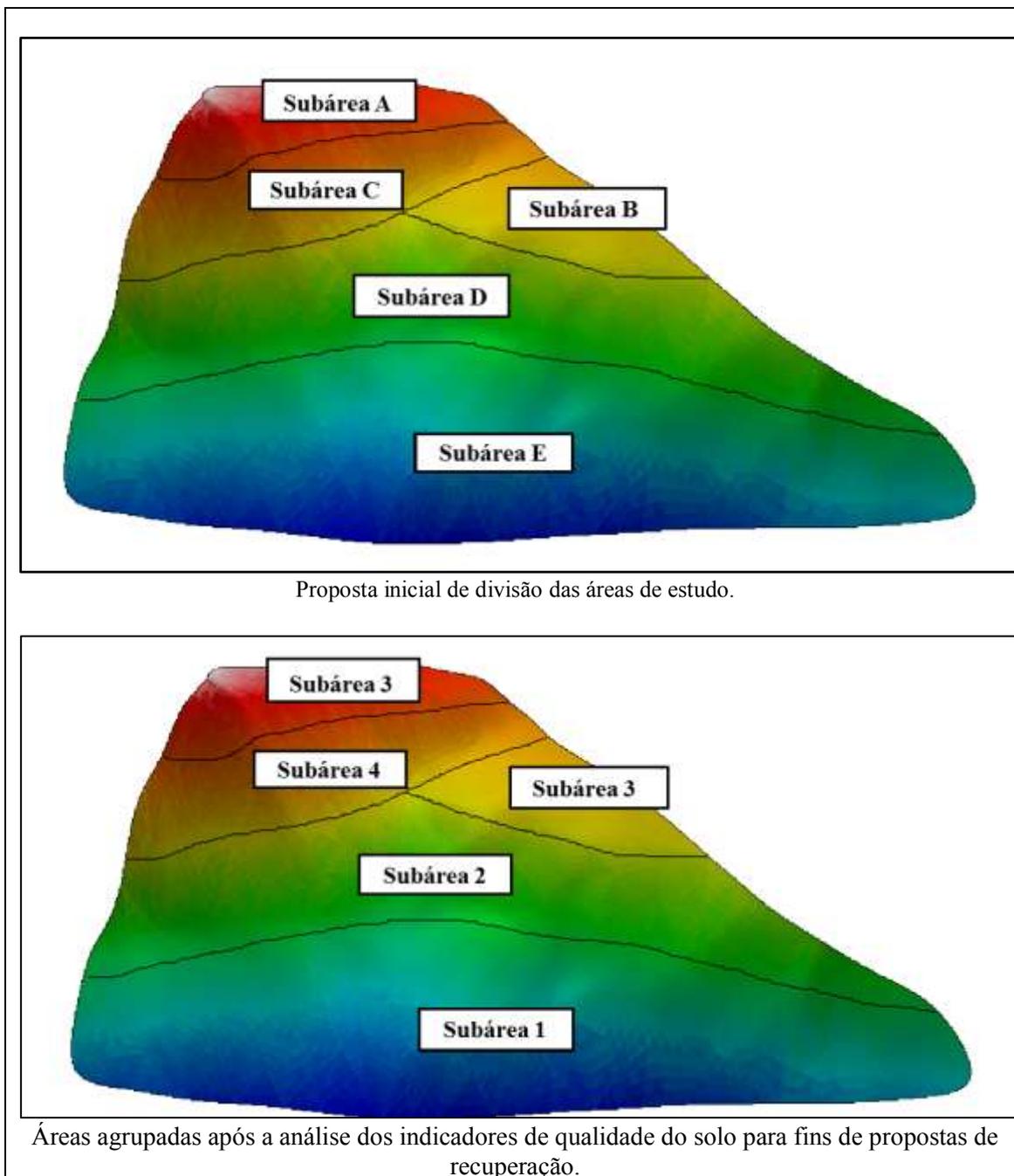


Figura 19 - Comparação da proposta inicial de divisão das áreas de estudo com o agrupamento obtido por meio da análise de PCA.

Fonte: Autor (2019).

Por fim, pode-se dizer que os indicadores químicos, físicos e biológicos foram sensíveis para comprovar a alteração da qualidade do solo pelo encerramento da atividade de um lixão, bem como considerar que parte da área que recebeu a disposição

dos resíduos sólidos (Subárea E) já se encontra semelhante à área adotada como referência.

A análise desses indicadores permitiu, ainda, o reagrupamento das diferentes áreas de estudo, antes definido em função da declividade, possibilitando uma avaliação específica das condições do solo de cada uma, a qual deve ser considerada na elaboração de propostas para sua recuperação.

6 CONCLUSÃO

- Há diferenças na qualidade do solo do lixão em relação à área Controle no que diz respeito aos seus aspectos químicos, físicos e biológicos, independentemente da profundidade avaliada.
- Com exceção dos indicadores químicos (m%, MO, Mn, Bo, Fe), físico (DMG) e biológicos (atividade microbiana, número de indivíduos e riqueza), todos os indicadores de qualidade do solo utilizados neste estudo foram sensíveis para distinguir as áreas de estudo e são recomendados na avaliação de processos de recuperação de áreas de lixão.
- A utilização de indicadores de qualidade do solo pode auxiliar no agrupamento de áreas de lixão e na recomendação de técnicas de recuperação.
- A interpretação dos resultados da qualidade do solo de lixão, avaliada por meio de indicadores físicos, químicos e biológicos, deve ser feita com ressalva, principalmente quando se visa à compreensão de sua condição ambiental.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando os resultados dos atributos químicos, físicos e biológicos que possibilitaram a discriminação das diferentes áreas de estudo (pH, SB, CTC, V%, P, K, Ca, Mg, Zn, DP, DMP, biomassa microbiana e qCO_2), pode-se enfatizar que os mesmos apresentam potencial de utilização em processos de avaliação da qualidade de solos de áreas de lixão.

No entanto, ressalvas devem ser feitas ao considerar tal resultado uma vez que a ação da matéria orgânica, maior em solos que recebem adição de resíduos orgânicos, pode mascarar a sua real qualidade e predisposição à recuperação. Nesse sentido, apesar das subáreas C e D, por exemplo, apresentarem, pelos atributos estudados, boa qualidade do solo, verificou-se que há uma dificuldade de recuperação e revegetação, possivelmente relacionada a outros fatores que não os estudados.

Dessa forma, pode-se recomendar o acompanhamento do processo de recuperação por tais atributos, em profundidade única de até 20 cm, mas enfatizando a cobertura vegetal e outros atributos visuais (susceptibilidade à erosão, pedregosidade, densidade e diversidade vegetal, serapilheira etc.), conforme também salientado em trabalhos propostos por Melloni et al. (2008) e Souza et al. (2016), em outras condições.

Para o presente estudo, fez-se apenas uma breve descrição visual das áreas, conforme consta no Quadro 2, a qual, seguramente, está relacionada e reflete a real qualidade e condição ambiental, que não aquela avaliada exclusivamente por alguns de seus aspectos químicos, físicos e biológicos.

REFERÊNCIAS

- ADAMCOVÁ, D.; VAVERKOVÁ, M.D.; BARTONS, S. HAVLICEK, Z.; BROUSKOVÁ, E. Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic. **Solid Earth**, Munich, v.7, p.239-247, 2016.
- ALVES, G.O. **Degradação do solo em área de disposição irregular de resíduos sólidos no semi árido tropical**. 2016. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal de Rio Grande do Norte, Natal, 2016.
- ALVES, T.S.; CAMPOS, L.L.; ELIAS NETO, N.; MTASUOKA, M.; LOUREIRO, M.F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.
- AMADORI, C.A.; FUMAGALLI, L.G.; MELLO, N.A. Análise de métodos quantitativos de atividade microbiana em diferentes sistemas de manejo. **Synergismuss Cyentifica**, Pato Branco, v.4, n.1, p.1-3, 2009.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, n. 3, p. 215-221, 1978.
- ANDERSON, J.P.E. Soil respiration. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R., eds. *Methods of soil analysis; Chemical and microbiological properties*. 2. ed. Madison, Soil Science Society of America/American Society of Agronomy, 1982. Part 2. p.831-845,
- AQUINO, A.M.; ASSIS, R.L. **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005.
- ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Biosciência Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.
- ARAÚJO, C.S. **Qualidade do solo da camada de cobertura final em área de disposição final de resíduos no semiárido tropical**. 2014. 42 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal de Rio Grande do Norte, Natal, 2014.
- ARAÚJO, E.A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava, v.5, n.1, p.187-198, 2012.
- ARRUDA, M.R.; MOREIRA, A.; PEREIRA, J.C.R. **Amostragem e cuidados na coleta de solo para fins de fertilidade**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama Nacional de Resíduos Sólidos**. 11. ed. São Paulo: ABRELPE, 2014. 120 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama Nacional de Resíduos Sólidos**. 12 ed. São Paulo: ABRELPE, 2015. 92 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Classificação de Resíduos Sólidos. 2 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

AZEVEDO, F.R. et al. Composição da entomofauna da Floresta Nacional do Araripe em diferentes vegetações e estações do ano. *Revista Ceres*, Viçosa, v. 58, n.6, p. 740-748, 2011.

BARETTA, D. et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Revista Tópicos de Solo**, Viçosa, v.7, n.1, p.159-170, 2011.

BARETTA, D.; FERREIRA, C.S; SOUSA, J.P.; CARDOSO, E.J.B.N Colêmbolos (hexapoda: collembola) como Bioindicadores de qualidade do solo em Áreas com *araucaria angustifolia*. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v.32, p.2693-2699, 2008.

BARTZ, M.L.C. et al. The influence of land use systems on soil and surface litter fauna in the western region of Santa Catarina. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 5, p. 880-887, 2014.

BIANCHI, M.O et al. Macrofauna Edáfica como Indicadora em Revegetação com Leguminosas Arbóreas. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 8, n. 24, p.1-8, 2017.

BLUGIA, F. Entenda a Diferença entre Aterro Sanitário e Lixão. 2015. Acesso online. Disponível em: <https://www.infoenem.com.br/entenda-a-diferenca-entre-aterro-sanitario-e-lixao/>. Acesso em: 07 dez 2018.

BONINI, C.S.B.; ALVES, M.C.; MONTANARI, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.19, n.4, p.388-393, 2015.

BORGES, S.R. **Qualidade do solo em áreas em recuperação com forrageiras e cafeeiro pós-mineração de bauxita**. 2013. 124 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

BRASIL. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010a. Brasília, DF.

BRASIL. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200 p.

BRASIL. **Projeto de Lei nº 2.289/15**. Prorroga o prazo para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos de que trata o art. 54 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.

BRASIL. Projeto de Lei nº 2289/2015. Prorroga o prazo para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos de que trata o art. 54 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010b.

CEMPRE. **Lixo Municipal**: Manual de gerenciamento integrado. 2. ed. São Paulo: Páginas & Letras, 2010. 370 p.

CLIMATE-DATA **Clima Ouro Fino**. 2016. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/ouro-fino-25034/>>. Acesso em: 12 dez. 2018.

CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

CÔRREA, J.V.; ALMEIDA, L.C.O.; RIBEIRO, F.R. Avaliação de impacto ambiental do lixão de Leopoldina – MG. In: CIDADE BEM TRATADA: Resíduos Sólidos, Água e Energias Renováveis, 1. 2018. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Unisinos, 2018, p.1-11.

COSTA, B.M.B. et al. análise e caracterização química do solo em locais de acomodação de resíduos hospitalares no município de Cuité-PB. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 6, n. 1, p. 83 - 100, 2017.

COSTA, J.B. **Dinâmica da decomposição dos resíduos orgânicos da produção de agroenergia e sua utilização em sistemas de cultivos de base ecológica**. 156 f. Tese (Doutorado em Sistemas de Produção Agrícola Familiar) -Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2013.

DONAGEMA, G.K. et al. **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

FERNANDES, M.M. et al. Biomassa microbiana e matéria orgânica em áreas desertificadas revegetadas com pinhão-manso solteiro e consorciado com gramínea no Sul do Piauí. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.8, n.3, pp. 464-469, 2013.

FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de Microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.991-996, 1999.

FIDELIS, R.R. et al. Indicadores biológicos de qualidade do solo em culturas intercalares ao pinhão manso. **Brazilian Journal of Applied Technology for Agricultural Science**, Guarapuava-PR, v.9, n.3, p.87-95, 2016.

FORTE NETO, P. S.; FERNANDES, S. A. P.; JAHNEL, M. C. Microbiota do Solo como Indicadora da Poluição do Solo e do Ambiente. In: SILVEIRA, A. P. D. Da; FREITAS, S. **Microbiologia do Solo e Qualidade Ambiental**. Campinas: Instituto Agronômico, 2007. 312 p.

FORTES NETO, P.; PAVAN, S.A.; JAHNEL, M.C. Microbiota da Solo como Indicadora da Poluição do Solo e do Ambiente. In: SILVEIRA, Adriana Parada Dias da; FREITAS, Sueli dos Santos. **Microbiota do solo**. Campinas: Instituto Agronômico, 2007. Cap. 14. p. 249-274.

FREITAS, L. et al. Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Unimar Ciências**, Marília, v. 26, n.1, p. 08-25, 2017.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – FEAM. **Situação do tratamento e/ou disposição final dos resíduos sólidos urbanos de Minas Gerais**. Belo Horizonte: FEAM. Escala 1:20.000.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Orientações técnicas para atendimento à deliberação Normativa 118/2008 do Conselho Estadual de Política**. 3. ed. - Belo Horizonte: Feam, 2008. 46 p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Panorama da destinação dos resíduos sólidos urbanos no Estado de Minas Gerais em 2015**. 1. ed. Belo Horizonte: FEAM, 2015. 73p.

GARCÍA – CAMONA, M. et al. Evaluation of remediation techniques in soils affected by residual contamination with heavy metals and arsenic. **Journal of Environmental Management**, v. 191, p.228-236, 2017.

GARCIA, D.V.B.; CATANOZI, G. Análise de macrofauna de solo em área de mata atlântica e de reflorestamento com *Pinus sp* – Zona sul de São Paulo, **Revista Ibirapuera**, São Paulo, n. 2, p. 10-14, 2011.

GEREMIA, V.E. et al. Fauna edáfica em pastagem perene sob diferentes fontes de nutrientes. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 16, n. 4, p.17-30, 2015.

GODECKE, M. V.; NAIME, R.H., FIGUEIREDO, J.A.S. O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no brasil. **Reget**, Santa Maria, v.8, n.8, p. 1700-1712, 2012.

GOMES, M.A.F.; FILIZOLA, H.F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola**. 1 ed. Jaguariúna: EMBRAPA, 2006. 36 p.

HAMMER, O. ; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 9 pp., 2001.

HICKMAN, C. et al. Morfoologia e estabilidade agregados superficiais de um argissolo vermelho amarelo sob diferentes manejos de longa duração e mata atlântica secundária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n .16, p. 2191 – 2198, 2011.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Biology**, New Jersey, v.42, p.3-15, 2006.

LIMA, K.R. de; RODRIGO, C.; CHAER, G.M.; PEREIRA, M.G.; RESENDE, A.S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 30, n. 2, p. 401 – 411, 2017.

MACHADO, D.L. et al. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do Rio Paraíba do Sul – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 91-106, 2015.

MACHADO, L.V.; RANGEL, O.J.P; MENDONÇA, E.S.; MACHADO, R.V.; FERRARI J.L. Fertilidade e compartimentos da matéria orgânica do solo machado sob diferentes sistemas de manejo. **Coffee Science**, Lavras, v. 9, n. 3, p. 289-299, 2014.

MARTINS, L. F. et al. Composição da macrofauna do solo sob diferentes usos da terra (cana-de-açúcar, eucalipto e mata nativa) em Jacutinga (MG). **Revista agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v.9, n.1, p.11-23, 2017.

KASCHUK, G. et al. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, v.42, p.1-13, 2010.

MEDEIROS, G.A.; REIS, F.A.G.V.; COSTA, F.B.; BENAGLIA, G.C.; SCOLARI, M.C.; FIORINI, P.A.; MIRANDA, P.A.M.; PASSONI, V. Diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo. **Revista Engenharia Ambiental**, v.5, n.3, p.1-16, 2008.

MELLONI, R. Quantificação Microbiana da Qualidade do Solo. In: SILVEIRA, Adriana Parada Dias da; FREITAS, Sueli dos Santos. **Microbiota do solo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2007. Cap. 11. p. 193-218.

MELLONI, R. et al. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.2461-2470, 2008.

MELLONI, R.; MELLONI, E.G.P.; VIEIRA, L.P. Uso da terra e a qualidade microbiana de agregados de um latossolo vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v. 37, p.1678-1688, 2013.

MELO JÚNIOR, J.C.F.; AMORIM, M.W.; SEVERINO, A.L.; OLIVEIRA, T.M.N.; BARROS, V.G. Diversidade e estrutura comunitária da vegetação em regeneração natural em uma área de lixão desativado. **Acta Biológica Catarinense**, Joinville, v.2, n.1, p.32-47, 2015.

MENDES, I.C.; SOUSA, D.M.G.; REIS JÚNIOR, F.B. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 32, n. 1/2, p. 185-203, 2015.

MERLIM, A. **Macrofauna edáfica em ecossistemas preservados e degradados de araucária no parque estadual de Campos do Jordão - SP**. 2005. 103 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas) - Curso de Ecologia de Agrossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MINAS GERAIS, Lei nº 18031, de 12 de janeiro de 2009. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos. **Lei nº 18031, de 12 de janeiro de 2009**. Brasília – DF.

NASCIMENTO, D.S. **Qualidade ambiental do solo no lixão desativado de Cidade Nova, Natal-RN**. 2017. 21 f. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) – Curso de Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

NOBILE, F.O. et al. Quantificação de macronutrientes no solo e em folhas de cana-de-açúcar em função de doses de resíduo da mineração de bauxita. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.168-178, 2010.

OLIVEIRA, B.O.S. et al. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.21, n.3, p.593-601, 2016.

OLIVIERA-FILHO, L.C.I; BARETTA, D.; SANTOS, J.C.P. Influência dos processos de recuperação do solo após mineração de carvão sobre a mesofauna edáfica em Lauro Müller, Santa Catarina, Brasil. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n.2, p. 69-77, 2014.

PADOVEZI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Science Advances**, Cuiabá, v.1, n.1, p.11-17, 2014.

PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A.J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. **Journal of Environmental Management**, New York, v.95, p. 542-549, 2012.

PEREIRA, J. M.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. B. N. Fauna edáfica em florestas com Araucária. In: CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F. **Floresta com Araucária** – composição florística e biota do solo. Piracicaba. FEALQ, p. 153-180. agosto de 2015.

PEREIRA, J.M. et al. Soil Macrofauna as a Soil Quality Indicator in Native and replanted Araucaria angustifolia Forests. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.1-15, 2017.

PEREIRA-FILHO, R.R. **Determinação das propriedades físicas do solo em função do uso e ocupação em Caçapava do Sul – RS**. 2016. 44 f. TCC (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2016.

PEREIRA, S.S.; CURY, R.C. Modelos de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos: a importância dos catadores de materiais recicláveis no processo de gestão ambiental. In: LIRA, WS., and CÂNDIDO, G. A., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa [online]. Campina Grande: EDUEPB, 2013, pp. 149-172.

QUADROS, V. J.; ANTONIOLLI, Z. I.; CASALI, C.A.; DENEGA, G.L.; LUPATINI, M.; STEFFEN, R.B.; PUJOL, S.B. Fauna edáfica em sistemas de cultivo de batata, soja, feijão e milho. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 31, n.1, p.115 - 130, 2009.

RAMALHO, I. et al. Avaliação da intemperização do solo de uma área de lixão na cidade de Tucuruí - Pará – Brasil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENGINEERING AND TECHNOLOGY EDUCATION, 13. 2014. Guimarães – Portugal. *Anais...* Guimarães: Intertech, 2014, p. 418-422.

REIS FERNANDES, L.F. **Determinação do Balanço Energético e de Gases do Efeito Estufa (GEE) em função do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)**. 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Curso de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2010.

RESENDE, L.A. et al. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 147-157, 2015.

RESENDE, L.A. et al. Fertilidade do solo em aterro controlado e sua influência na sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio. In: JORNADA CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA, 5. 2013. Inconfidentes. *Anais...* Inconfidentes: IFSULDEMINAS, 2013, p 287-298.

REZENDE, D.A. **Qualidade do solo em local de disposição inadequada de resíduos sólidos em um município de pequeno porte**. 2018. 82 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

ROCHA, J.H.T. et al. Reflorestamento e Recuperação de Atributos Químicos e Físicos do Solo. *Floresta e Ambiente*, Rio de Janeiro, v.22, n.3, p.299-306, 2015.

ROCHA, J.H.T. et al. Reflorestamento e recuperação de atributos químicos e físicos do solo. *Floresta e ambiente*, Rio de Janeiro, v.22, n.3, p.299-306, 2015.

RODRIGUES, A.M. et al. Análises físico-químicas de solo de taludes de corte de mineração: o contexto ambiental da bacia hidrográfica do rio Maranduba, Ubatuba/SP. *Caminhos de geografia*, Uberlândia, v.19, n.67, p.157-164, 2018.

RODRIGUES, C.R.; MENTI, M.M. Revisão das políticas públicas de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Município de Porto Alegre. *Revista Direito Ambiental e sociedade*, Caxias do Sul, v. 8, n. 1., p.42-64, 2018.

RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. 1 ed. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010.

ROSA, A.S. Fauna edáfica em solo construído, campo nativo e lavoura anual. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.3, p.913-917, 2009.

ROSA, M.G. et al. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, p.1544-1553, 2015.

SILVA, E.E.; AZEVEDO, P.H.S; DE - POLLI, H. **Determinação da Respiração Basal do Solo (RBS)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. 4 p. (Embrapa Agrobiologia, Comunicado Técnico 99).

SILVA, J.; JUCKSCH, I.; TAVARES, R. C. Invertebrados edáficos em diferentes sistemas de manejo do cafeeiro na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre, v. 7, n.2, p. 112-125, 2012.

SILVA, R.E. et al. Campos das Vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.2, p.1585-1592, 2010.

SILVA, R.F. et al. Fauna edáfica influenciada pelo uso de culturas e consórcios de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 2, p. 130-137, 2013.

SOBRAL, L.F. et al. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos**. 1 ed. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 13 p.

SOUZA, J.M. Propriedades físicas do solo de áreas cultivadas com pastagem e eucalipto convertidas de área da floresta atlântica. **Sci. Agrar. Parana**, Marechal Cândido Rondon, v. 15, n. 4, out./dez., p. 487-492, 2016.

SOUZA, K.R. et al. Proposta da metodologia RAQS para avaliação visual da qualidade do solo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.09, n.06, p.1815-1824, 2016.

STEFANOSKI, D.C. et al. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.12, p.1301–1309, 2013.

THE WORD BANK. **What a waste: A global review of solid waste management**. 15. ed. Washington: Urban Development & Local Government Unit, 2012. 116 p.

UNIFEI. **Boletim Meteorológico Ciências Atmosféricas – UNIFEI**. 2018. Acesso online. Disponível em: <http://cat-unifei.blogspot.com/>. Acessado em 25 mar 2019.

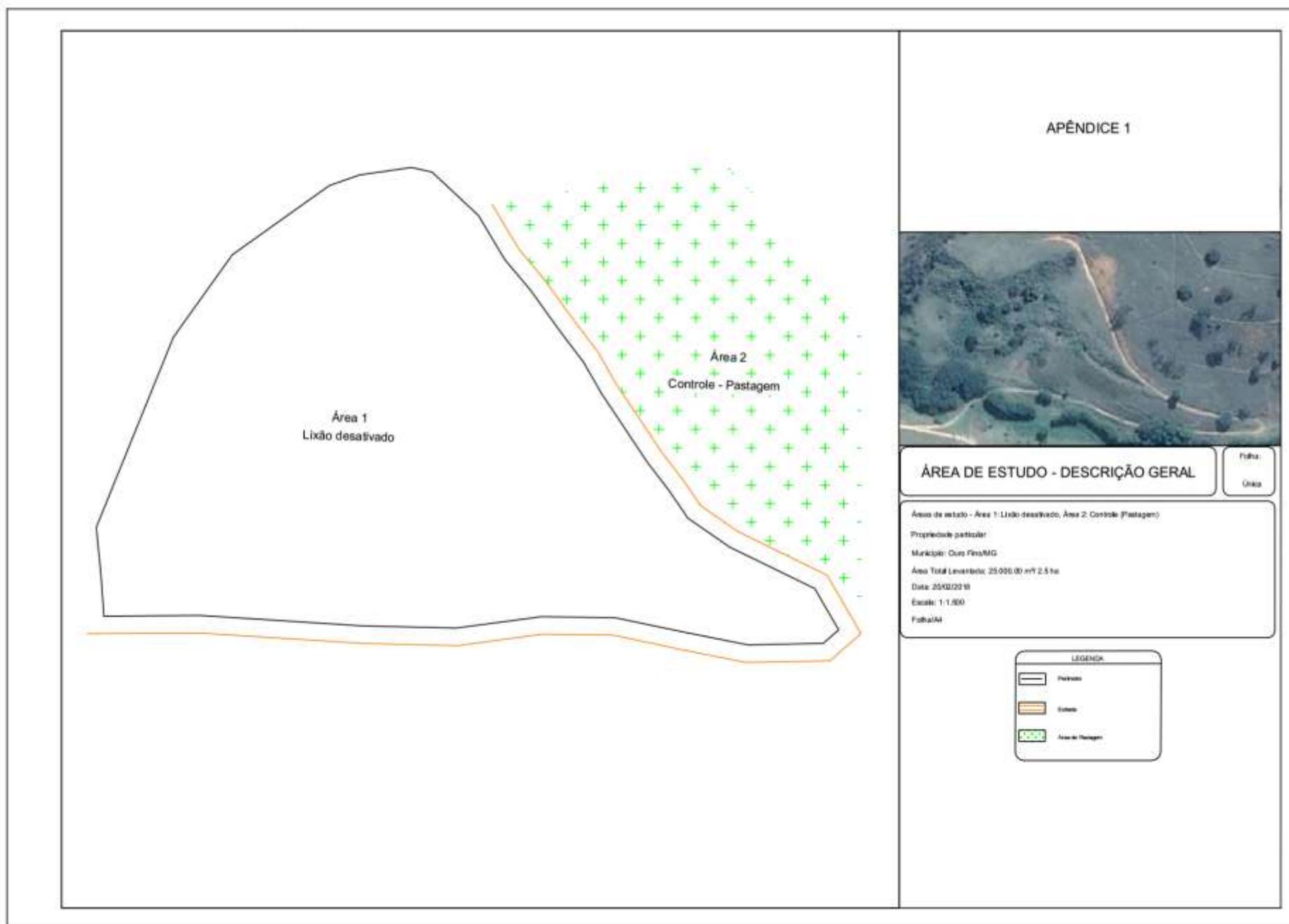
VALE, C.S. **Custos ambientais, sociais e econômicos da escolha inadequada de local pra disposição final de resíduos sólidos: o caso da cidade de Juiz de Fora**. 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Curso de Ciência Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2007.

VAZ DE MELO, F; BROWN, G. G.; CONSTANTINO, R.; J. N. C., LOUZADA; LUIZÃO, F. J.; WELLINGTON DE MORAIS, J.; ZANETTI, R. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. Boletim Informativo da SBCS, janeiro – abril, 2009.

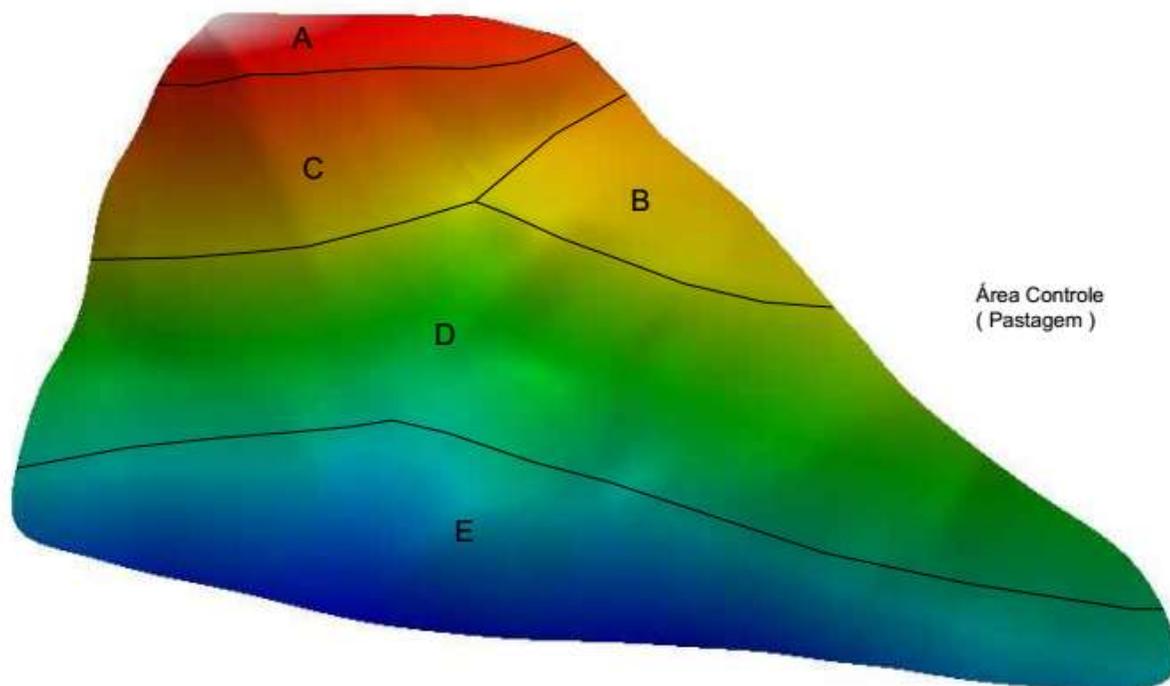
VERGÍLIO, P.C.B. et al. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado área. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.3, n..5, p.1158-1163, 2013.

YADA, M. M.; MINGOTTE, F.L.C.; MELO, W.J.; MELO, G.P.; MELO, V.P.; LONGO, R.M; RIBEIRO, A.I. Atributos químicos e bioquímicos em solos degradados por mineração de estanho e em fase de recuperação em ecossistema amazônico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n.3, maio-jun., p.714-724, 2015.

8 APÊNDICES



APÊNDICE 2



SUBÁREAS DE ESTUDO

Folha:
Única

Áreas de estudo - Área 1: Lixo desativado, Área 2: Controle (Pastagem)

Propriedade particular

Município: Ouro Fino/MG

Área Total Levantada: 25.000,00 m² 2,5 ha

Data: 2002/2018

Escala: 1:1.500

Folha:04

LEGENDA

	Subárea A Variação de Cotas : 495 - 503 m
	Subárea B Variação de Cotas : 480 - 489 m
	Subárea C Variação de Cotas : 480 - 495 m
	Subárea D Variação de Cotas : 456-465 m
	Subárea E Variação de Cotas : 456-465 m

8.1 APÊNDICE 3 – Relatório fotográfico das áreas de estudo.



Figura 200 - Estrada de acesso a área de estudo,
Fonte: Autor (2018).

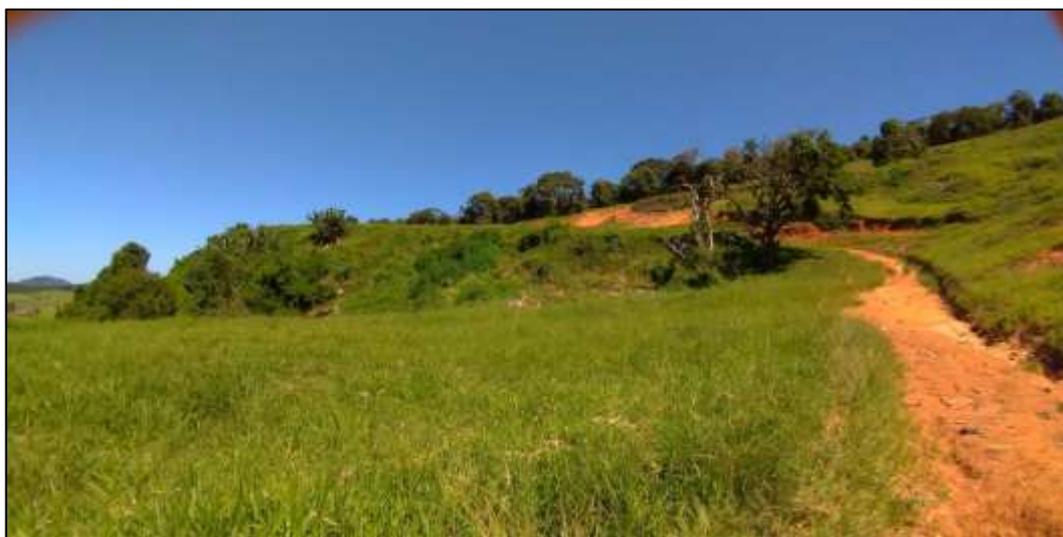


Figura 21 - Visão panorâmica das Subareas de estudo A, B e C e de parte do acesso as áreas de estudo.
Fonte: Autor (2018).



Figura 22 - Visão panorâmica das Subáreas D e E.
Fonte: Autor (2018).



Figura 23- Massa de resíduos exposta na Subárea D.
Fonte: Autor (2018).



Figura 24 - Massa de resíduos sólidos exposta na Subárea C.
Fonte: Autor (2018).