

**Universidade Federal do Rio Grande do Sul**  
**Escola de Engenharia**  
**Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais**

Rogério Pires Santos

Resíduos de Construção e Demolição (RCD) como Componente na Recuperação de  
Áreas Degradadas por Mineração de Argila

Porto Alegre

2021

Rogério Pires Santos

Resíduos de Construção e Demolição (RCD) como Componente na Recuperação de  
Áreas Degradadas por Mineração de Argila

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do título de doutor em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais da Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Dra. Rejane Maria Candiota Tubino.

Porto Alegre

2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Reitor: Carlos André Bulhões Mendes

Vice-Reitora: Patrícia Pranke

ESCOLA DE ENGENHARIA

Diretora: Carla Schwengber ten Caten

Vice-Diretor: Afonso Reguly

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,

METALÚRGICA E DE MATERIAIS

Coordenador: Dr. Afonso Reguly

Vice-Coordenador: Dra. Andréa Moura Bernardes

#### CIP - Catalogação na Publicação

Santos, Rogério Pires

Resíduos de Construção e Demolição (RCD) como  
Componente na Recuperação de Áreas Degradadas por  
Mineração de Argila / Rogério Pires Santos. -- 2021.  
101 f.

Orientadora: Rejane Maria Candiota Tubino.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de  
Materiais, Porto Alegre, BR-RS, 2021.

1. recuperação de solos. 2. reciclagem. 3.  
mineração. 4. sustentabilidade ambiental. I. Tubino,  
Rejane Maria Candiota, orient. II. Título.

Rogério Pires Santos

**Resíduos de Construção e Demolição (RCD) como Componente na  
Recuperação de Áreas Degradadas por Mineração de Argila**

Esta Tese foi analisada e julgada adequada para a obtenção do título de Doutor em Engenharia, área de concentração: Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa, aprovada em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora designada pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Dra. Rejane Maria Candiota Tubino.

Coordenador PPGE3M-UFRGS: Dr. Afonso Reguly

BANCA EXAMINADORA:

Dr. Carlos Hoffmann Sampaio  
Universitat Politècnica de Catalunya-UPC

Dra. Jéssica Weiler  
Universidade Federal do Pampa-UNIPAMPA

Dr. Rodrigo de Almeida Silva  
Faculdade Meridional-IMED

Dr. Wesley Monteiro Ambrós  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

*Dedico este trabalho ao meu filho, inspiração  
e razão do meu viver: Gabriel Bueno  
Cardozo Santos.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, inteligência suprema e causa primária de todas as coisas.

A todos que contribuíram para elaboração deste trabalho, de forma direta ou indireta.

Em especial à professora Dra. Rejane Tubino, pelo apoio incondicional, a paciência e incentivo a conclusão desta pesquisa.

Ao professor Dr. Carlos Hoffmann Sampaio pela oportunidade, por acreditar no potencial deste discente, pelo incentivo e apoio no início desta longa jornada.

À empresa 3R'S reciclagem, de Criciúma, SC, por disponibilizar as amostras de resíduos de construção e demolição para execução deste trabalho.

À Escola Técnica Bom Pastor, em Nova Petrópolis, RS, pelo espaço e infraestrutura para a execução dos experimentos com *Avena strigosa*.

À UFRGS pela infraestrutura e recursos disponibilizados, ao pessoal dos laboratórios que auxiliaram na execução das análises, mesmo em um período de pandemia.

Aos amigos, colegas, professores e familiares que conviveram ou deixaram de conviver neste período complexo, pelo apoio, paciência e incentivo.

*“Para inventar, você precisa de uma boa  
imaginação e muito lixo”.*

Thomas Alva Edison (1847-1931)

## RESUMO

A evolução da civilização moderna traz consigo uma série de desafios quanto ao gerenciamento de seus resíduos. O descarte adequado de resíduos de construção e demolição (RCD) tornou-se um desafio em todo o planeta. Paralelo a esse desafio, há outro, o de recuperar solos degradados pela mineração. O objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de recuperação de solos degradados em áreas de mineração de argila, a céu aberto, utilizando RCD e casca de Eucalipto compostada (CEC) como solo produzido. As amostras de RCD foram caracterizadas por fluorescência de raios X (FRX) e difração de raios X (DRX). As amostras de RCD foram coletadas no período de outubro de 2018 a outubro de 2019 em usina de reciclagem, e seu potencial como elemento na produção de solos foi determinado a partir da geração de substrato composto de solo natural, RCD e CEC, na proporção de 10%, 20% e 40% em massa de RCD, associado a 6 t ha<sup>-1</sup> e 8 t ha<sup>-1</sup> de CEC, com posterior cultivo em casa de vegetação de *Avena strigosa*, utilizada como bioindicador. Calcita e quartzo foram encontrados nas amostras de RCD, além de elementos como Fe, Mg, Mn, Cu, Zn, Ni, essenciais para a nutrição das plantas. O cromo (Cr) e o bário (Ba) foram encontrados acima dos limites da Resolução CONAMA 420/2009 (Brasil), enquanto de acordo com a *Orden AAA / 661/2013* (Espanha), todos os elementos encontrados estavam acima dos limites permitidos para aquele país. Para a análise do lixiviado e do tecido radicular e foliar de *Avena strigosa* foi utilizada a técnica de espectrometria de absorção atômica. Os elementos cromo, chumbo e bário restaram abaixo dos limites de detecção na análise do percolado pela irrigação, utilizando-se colunas de lixiviação. Referente ao tecido foliar de *Avena strigosa*, apenas cromo foi detectado no sistema radicular, estando todos os elementos analisados abaixo dos limites de detecção para o sistema foliar, resultando em condições de não translocação desses metais. Houve aumento da fertilidade do solo, produção de biomassa e crescimento das plantas de *A. Strigosa* em relação ao tratamento controle, com crescimento médio de 25 cm e produção média de biomassa de 0,8 t.ha<sup>-1</sup> no tratamento com 40% em massa de RCD e 8 t ha<sup>-1</sup> de CEC. Não houve contaminação por cromo, bário e chumbo no lixiviado produzido por irrigação no experimento, assim como no tecido foliar de *Avena strigosa*. Os resultados fornecem dados para afirmar que a aplicação de RCD a partir da dosagem de 10% em massa associado a 8 t ha<sup>-1</sup> de CEC pode ser utilizada na recuperação de solos degradados de forma segura, por meio de aprofundamento de estudos com a interface solo-água-plantas, pois no presente experimento houve acréscimo de até 1,06 t ha<sup>-1</sup> de cálcio, o que equivale a 1,483 t ha<sup>-1</sup> de CaO e elevação da fertilidade do solo, com acréscimo de até 322 kg ha<sup>-1</sup> de potássio, ou seja, 388 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O, possuindo este elemento fertilizante um alto valor econômico no mercado internacional.

**Palavras-chave:** recuperação de solos; reciclagem; mineração; sustentabilidade ambiental.



## ABSTRACT

The evolution of modern civilization brings with it a series of challenges regarding the management of its waste. Proper disposal of construction and demolition waste (CDW) has become a challenge across the planet. Parallel to this challenge, there is another, that of recovering soils degraded by mining. The objective of this work was to evaluate the process of recovery of degraded soils in open-pit mining areas using CDW and Composted Eucalyptus Bark (CEB) as produced soil. CDW were characterized by X-ray fluorescence (XRF) and X-ray diffraction (XRD). CDW were collected from October 2018 to October 2019 in a recycling plant, and its potential as an element in soil production was determined from the generation of substrate composed of natural soil, CDW and CEB, in the proportion of 10%, 20% and 40% by mass of CDW, associated with 6 t ha<sup>-1</sup> and 8 t ha<sup>-1</sup> of CEB, with subsequent cultivation in a greenhouse of *Avena strigosa*, used as a bioindicator. Calcite and quartz were found in CDW, in addition to elements such as Fe, Mg, Mn, Cu, Zn, Ni, essential for plant nutrition. Chromium (Cr) and barium (Ba) were found above the limits of CONAMA Resolution 420/2009 (Brazil), while according to Order AAA / 661/2013 (Spain), all elements found were above the determined limits to that country. For an analysis of the leachate and of the root and leaf tissue of *Avena strigosa*, the atomic absorption spectrometry technique was used. The elements chromium, lead and barium remained below the detection limits in the analysis of the leachate by irrigation, using leaching columns. Regarding the leaf tissue of *Avena strigosa*, only chromium was detected in the root system, all the element above below the detection limits for the leaf system, appear in conditions of not translocation tit metal. There was an increase in soil fertility, biomass production and growth of *A. strigosa* plants compared to the control treatment, with an average growth of 25 cm and biomass production of 0.8 t.ha<sup>-1</sup> in the treatment with 40% by mass of CDW and 8 t.ha<sup>-1</sup> of CEC. There was no contamination by chromium, barium and lead in the leachate produced by irrigation in the experiment, nor in the leaf tissue of *Avena strigosa*. The results provide data to affirm that the application of CDW from a dosage of 10% by mass associated with 8 t.ha<sup>-1</sup> of CEB can be used in the recovery of degraded soils in a safe way through in-depth studies with the soil interface-water-plant, as in the present experiment there was an increase of up to 1.06 t ha<sup>-1</sup> of calcium, which is equivalent to 1.483 t ha<sup>-1</sup> of CaO and an increase in soil fertility, with an increase of up to 322 kg ha<sup>-1</sup> of postassium, that is, 388 kg ha<sup>-1</sup> of K<sub>2</sub>O, this fertilizing element having a high economic value in the international market.

**Keywords:** soil recovery; recycling; mining; environmental sustainability.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 01.</b>	Impactos Ambientais na fase de extração e pré-beneficiamento das argilas	21
<b>Figura 02.</b>	Consumo de argilas comuns no Brasil no ano de 2015	22
<b>Figura 03.</b>	Reservas medidas no Brasil por tipo de argila	24
<b>Figura 04.</b>	Detalhe de área de extração de argila no município de Cristal-RS e consequente degradação do solo em destaque (setas)	30
<b>Figura 05.</b>	Extração de argila e consequente degradação pela remoção da vegetação, alteração topográfica e exposição do subsolo	31
<b>Figura 06.</b>	Percentual de usinas de RCD instaladas no Brasil	35
<b>Figura 07.</b>	Capacidade nominal instalada pelas usinas brasileiras	35
<b>Figura 08.</b>	Volume médio processado de RCD pelas usinas brasileiras	36
<b>Figura 09.</b>	Ilustração do sistema e funcionamento de um britador vertical	37
<b>Figura 10.</b>	Usina de reciclagem de RCD	38
<b>Figura 11.</b>	Aterro de RCD e consequente alto volume de material de empréstimo, associado à remoção de camada superficial do solo original e cobertura vegetal (A); Descarte irregular de RCD em área urbana (B)	38
<b>Figura 12.</b>	Fluxograma das etapas de preparação dos materiais e execução da pesquisa	50
<b>Figura 13.</b>	Detalhe da amostra de solo coletado no município de Feliz, RS	51
<b>Figura 14.</b>	Horizontes e camadas em área de extração de argila e material em estoque para recuperação de área degradada. Sem escala	51
<b>Figura 15.</b>	Usina de reciclagem de resíduos de construção civil 3R'S Reciclagem em Criciúma, SC	53
<b>Figura 16.</b>	Detalhe do quarteamento (A), moagem em moinho orbital (B) e peneiramento em peneira de 200 mesh (C)	53
<b>Figura 17.</b>	Representação esquemática do processo de produção de solos para recuperação de área degradada por mineração em escala reduzida	57

<b>Figura 18.</b>	Detalhe das sementes de Aveia preta ( <i>Avena strigosa</i> )	58
<b>Figura 19.</b>	Coluna de lixiviação. Em detalhe malha de nylon e recipiente de coleta de lixiviado anexo a coluna de lixiviação	59
<b>Figura 20.</b>	Cronograma de ações do experimento	63
<b>Figura 21.</b>	Diafratograma de raios-X da amostra 1 de RCD	65
<b>Figura 22.</b>	Diafratograma de raios-X da amostra 2 de RCD	65
<b>Figura 23.</b>	Diafratograma de raios-X da amostra 3 de RCD	62
<b>Figura 24</b>	Gráfico de avaliação do teor de fósforo em solos no RS e SC	75
<b>Figura 25</b>	Gráfico de avaliação do teor de potássio em solos no RS e SC	76
<b>Figura 26</b>	Correlação do $Mn^{+}$ e $Cu^{2+}$ em função da elevação do pH	79
<b>Figura 27</b>	Crescimento foliar médio de <i>Avena strigosa</i> a partir de diferentes dosagens de RCD e CEC em 60 dias de cultivo. Média de três repetições	81
<b>Figura 28</b>	Detalhe do crescimento de <i>Avena strigosa</i> e lesões foliares (setas) por deficiência de fósforo	82
<b>Figura 29</b>	Correlação entre o crescimento médio de <i>Avena strigosa</i> : percentual de fósforo no tecido foliar e potássio no solo produzido	83

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 01.</b>	Geração anual de resíduos sólidos (dados de 2014)	39
<b>Tabela 02.</b>	Taxa de reciclagem (%) de dos resíduos de construção e demolição (RCD) em países da União Européia	40
<b>Tabela 03.</b>	Composição média dos RCD no Brasil	41
<b>Tabela 04.</b>	Fonte geradora de RCD no Brasil	42
<b>Tabela 05.</b>	Espectrometria de fluorescência de raios-X: resultado em % em massa	66
<b>Tabela 06.</b>	Espectrometria de fluorescência de raios-X: resultado de elementos traço em mg.Kg <sup>-1</sup>	67
<b>Tabela 07.</b>	Frações granulométricas argila, areia e silte, obtida para solos de vasos dos seguintes tratamentos: Solo natural, Solo 6 T, Solo 8 T, RCD 6T, RCD 8T, RCD10 6T, RCD10 8T, RCD20 6T, RCD20 8T, RCD40 6T e RCD40 8T	71
<b>Tabela 08.</b>	pH e condutividade nos diferente tratamentos	72
<b>Tabela 09.</b>	Parâmetros físicos e químicos de fertilidade do solo produzido e solo natural (controle)	72
<b>Tabela 10.</b>	Quantidades de calcário necessárias para elevar o pH em água do solo a 5,5, 6,0 e 6,5, estimadas pelo índice SMP Calcário PRNT 100%	73
<b>Tabela 11.</b>	Parâmetros químicos, saturação da CTC e relações nos diferentes tratamentos com RCD e CEC	77
<b>Tabela 12.</b>	Micronutrientes presentes no solo produzido a partir dos diferentes tratamentos com RCD e CEC	78
<b>Tabela 13.</b>	Crescimento médio de <i>Avena strigosa</i> a partir de diferentes dosagens de RCD e CEC. Média de três repetições	80
<b>Tabela 14.</b>	Composição mineral e nutricional das plantas de <i>A. strigosa</i> nos diferentes tratamentos em relação à dosagem de RCD e pH do solo	82
<b>Tabela 15.</b>	Massa seca de <i>Avena strigosa</i> em gramas (g) nos diferentes tratamentos. Valores médios de três repetições	84
<b>Tabela 16.</b>	Concentração dos analitos (mg kg <sup>-1</sup> ) nas amostras de raízes. Replicatas (n) igual a 2	85

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- ABRECON: Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição.
- ANOVA: Análise de variância.
- ASPACER: Associação de Produtores de Cerâmica.
- CEC: Casca de Eucalipto compostada.
- CN: Relação carbono: nitrogênio.
- CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente.
- CTC: Capacidade de troca de cátions.
- DNPM: Departamento Nacional de Produção Mineral.
- DRX: Difração de Raios - X
- EIA: Estudo de Impacto Ambiental.
- EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- EPA: Environmental Protection Agency
- FRX: Fluorescência de Raios-x.
- GRSU: Gestão de resíduos sólidos urbanos.
- IBA: Instituto Brasileiro de Árvores.
- IBAMA: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente.
- IPEA: Instituto de Pesquisa Aplicada.
- IPT: Instituto de Pesquisa Tecnológica.
- META: Assistência Técnica dos Setores de Energia e Mineral.
- MME: Ministério de Minas e Energia.
- NBR: Norma Brasileira.
- pH: Potencial de hidrogênio.
- PRAD: Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas.
- PVC: Polivinil clorado.
- RCD: Resíduos de construção e demolição.
- RIMA: Relatório de Impacto Ambiental.
- SB: Soma de bases.
- SBCS: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- SiBCS: Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.
- SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.
- TSM: Torrão separado pela frente de molhamento.
- UE: União Europeia.
- USEPA: United States Environmental Protection Agency.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>19</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	19
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>20</b>
3.1 MINERAÇÃO DE ARGILA E IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS .....	20
<b>3.1.1 Degradação ambiental em áreas de mineração</b> .....	<b>24</b>
<b>3.1.2 Recuperação de áreas degradadas por mineração: processos e técnicas</b>	<b>25</b>
<b>3.1.3 Aspectos Legais referentes à mineração e recuperação de áreas degradadas</b> .....	<b>27</b>
3.2 SOLOS PRODUZIDOS .....	31
<b>3.2.1 Resíduos de construção e demolição – RCD</b> .....	<b>34</b>
<b>3.2.2 Geração e reciclagem de RCD</b> .....	<b>34</b>
<b>3.2.3 Legislação e Normas aplicadas à gestão de RCD</b> .....	<b>43</b>
<b>3.2.4 Potencial da utilização de RCD “classe A” na produção de solos</b> .....	<b>44</b>
<b>3.2.5 Contaminantes potencialmente perigosos</b> .....	<b>46</b>
<b>3.2.6 Casca de Eucalipto compostada como fonte de matéria orgânica na formulação de solos produzidos</b> .....	<b>46</b>
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>49</b>
4.1 SELEÇÃO DE MATERIAIS E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SUBSTRATO .....	50
4.2 COLETA E AMOSTRAGEM DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL .....	52
4.3 ANÁLISE DE DRX.....	54
4.4 ANÁLISE DE FRX .....	54
4.5 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO .....	55
4.6 CASCA DE EUCALIPTO COMPOSTADA.....	55
4.7 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E METODOLOGIA DE EXECUÇÃO DA PESQUISA .....	56
4.8 CULTIVO DE ESPÉCIE VEGETAL BIOINDICADORA.....	57
4.9 MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO LIXIVIADO .....	58

<b>4.9.1 Avaliação das plantas bioindicadoras .....</b>	<b>60</b>
<b>4.9.2 Avaliação do solo produzido.....</b>	<b>62</b>
<b>4.9.3 Tratamento dos dados .....</b>	<b>63</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>63</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO RCD.....	64
5.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SOLO PRODUZIDO .....	70
5.3 ANÁLISE DO CRESCIMENTO DE <i>AVENA STRIGOSA</i> .....	80
<b>5.3.1 Análise da produção de biomassa de <i>Avena strigosa</i> em função das diferentes dosagens de RCD e CEC.....</b>	<b>82</b>
5.4 ANÁLISE DO TECIDO FOLIAR E RADICULAR DE <i>AVENA STRIGOSA</i> QUANTO À PRESENÇA E TRANSLOCAÇÃO DE METAIS TÓXICOS.....	86
5.5 ANÁLISE DO PERCOLADO PELAS COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO .....	86
<b>6. CONCLUÇÕES .....</b>	<b>89</b>
<b>7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>91</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>92</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades de mineração causam impactos significativos ao meio ambiente. A destruição da cobertura vegetal em áreas de mineração provoca a degradação do solo, erosão hídrica e eólica e a lixiviação de diversos contaminantes para o lençol freático, levando a um progressivo grau de contaminação de áreas adjacentes (ANDRADE, et al., 2009).

Pode-se considerar que geralmente a atividade de mineração à céu aberto resulta em supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Por outro lado, o solo superficial, o qual apresenta maior índice de fertilidade é removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos podendo acarretar em assoreamento dos corpos d'água do entorno, sendo necessário a sua recuperação, preferencialmente paralela à atividade de extração, sempre que possível.

Segundo Silva et al. (2008), a degradação de uma área "...ocorre quando a vegetação nativa e a fauna são destruídas, removidas ou expulsas, a camada fértil do solo é removida ou enterrada e a qualidade do regime de vazão do sistema hídrico, alterada."

Da mesma forma, o art. 1º do Decreto Federal nº 97.632/89, que regulamenta o art. 2º, VIII, da Lei Federal nº 6.938/81 (BRASIL, 1989) estabelece o dever de recuperar no processo de estudo da viabilidade ambiental da atividade mineraria:

(...) os empreendimentos que se destinem à exploração de recursos minerais deverão, quando da apresentação do Estudo de Impacto Ambiental – EIA e do Relatório de Impacto Ambiental - RIMA, submeter à aprovação do órgão ambiental competente um plano de recuperação de área degradada.

De acordo com Silva et al. (2008, p.324):

Ocorre que algumas obras de engenharia promovem a degradação, pois retiram os horizontes superficiais do solo, principalmente para empréstimo em aterros e barragens, expondo horizontes inferiores, onde o material não apresenta agregação e os processos erosivos se acentuam. A ausência de matéria orgânica e a baixa disponibilidade de nutrientes, nessas situações, não permitem o estabelecimento de vegetação, facilitando a ação dos agentes erosivos.

Uma alternativa a ser considerada na recuperação de áreas degradadas por mineração é a utilização de resíduos, das mais variadas categorias, entre estes, resíduos de construção e demolição (RCD). Embora em alguns casos específicos, RCD sejam considerados perigosos (YU et al., 2018; TOWNSEND et al., 2004; YILMAZ & ERCIKDI, 2021) existem muitos resíduos similares que são dispostos com



fins agrícolas, assim como a escória de siderurgia, resíduo com uma composição semelhante ao RCD. Escória de siderurgia é um resíduo da indústria do aço e ferro-gusa, constituída majoritariamente por um silicato de cálcio ( $\text{CaSiO}_3$ ) (AMARAL et al., 1994) com propriedade corretiva da acidez do solo semelhante a do calcário. Uma das principais restrições ao uso de escórias de aço em solo para cultivo é a presença de metais tóxicos em sua composição.

No entanto, em comparação com RCD, as escórias de aço podem conter maiores teores de metais tóxicos, que é um dado importante a ser ponderado quando RCD é considerado para ser aplicado no solo como fertilizante. A aplicação de RCD pode favorecer a elevação do pH e aumentar a disponibilidade de nutrientes, como compostos de cálcio, magnésio, silício e fosfato, resultando em um aumento na absorção desses elementos pelas plantas, favorecendo o crescimento e rendimento das colheitas (REIS et al., 2020), efeito semelhante ao que ocorre com aplicação de escória de siderurgia ao solo, no entanto de forma mais segura e com menor risco de contaminação ambiental.

Assim, são raros os trabalhos publicados até o momento, envolvendo a aplicação de resíduos de construção e demolição (RCD) em consórcio com fontes de matéria orgânica, com fins de recuperação de solos degradados, inaugurando este trabalho uma nova alternativa para aproveitamento de resíduos em processos de recuperação de áreas degradadas por mineração. RCD são definidos e classificados no Brasil pela Resolução CONAMA 307/2002 (BRASIL, 2002). Segundo a Resolução Conama 307/2002 RCD pode ser caracterizado como:

(...)

Art. 2º Para efeito desta Resolução são adotadas as seguintes definições:

I - Resíduos da construção civil: são os provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terrenos, tais como: tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc., comumente chamados de entulhos de obras, caliça ou metralha;

(...)

A disposição final de resíduos da construção e demolição (RCD) pode gerar impactos ambientais negativos (YU et al., 2018, REIS et al., 2020, TOWNSEND et al., 2004). Assim, os processos de recuperação de áreas degradadas devem incluir o condicionamento físico, químico e biológico dos resíduos (MEJÍA-RESTREPO; OSORNO-BEDOYA & OSÓRIO-VEGA, 2015). Ainda, a fim de evitar danos ao meio ambiente deve-se utilizar mediante correta segregação, prevista na Resolução

CONAMA 307/2002, resíduos da classe A, os quais são definidos pela Resolução citada como:

Art. 3º Os resíduos da construção civil deverão ser classificados, para efeito desta Resolução, da seguinte forma:

I - Classe A - são os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como:

- a) de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem;
- b) de construção, demolição, reformas e reparos de edificações: componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento etc.), argamassa e concreto;
- c) de processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meio-fios etc.) produzidas nos canteiros de obras;

No entanto, apesar da constituição dos RCD, compostos por minerais capazes de promover à elevação da fertilidade dos solos e proporcionar elementos essenciais à nutrição vegetal (MEJÍA-RESTREPO; OSORNO-BEDOYA & OSORIO-VEGA, 2015; FERNANDEZ-NARANJO et al., 2016; LASSO, 2011; REIS et al., 2020), para que possam ser incorporados ao solo sem problemas de compactação ou alteração negativa das características químicas, necessário a adição de matéria orgânica.

A matéria orgânica necessita estar na forma humificada, com boa relação carbono:nitrogênio (CN) a fim de favorecer disponibilização e a mobilização dos nutrientes.

Uma fonte de matéria orgânica proveniente do aproveitamento de resíduos industriais, e de uso consagrado, são os resíduos da indústria de celulose (STAPPE & BALONNI, 1988).

Dentre os resíduos da indústria de celulose há os resíduos de casca de Eucalipto compostada (CEC). Este resíduo possui alto teor de matéria orgânica e é estabilizado por processo de compostagem, apropriado para utilização na recuperação de solos degradados devido a sua capacidade de reter água e proporcionar aeração do solo.

Neste contexto, a hipótese apresentada no presente trabalho refere-se à avaliação da capacidade do consorciamento de RCD, classe A reciclado (CONAMA 307/2002), e CEC promover por meio da geração de um substrato (solo produzido) a recuperação de áreas degradadas por mineração à céu aberto, em especial de argila. Sendo a utilização do consórcio de resíduos capaz de substituir solos de áreas de empréstimo, fechando o ciclo de resíduos industriais e de construção civil,

de forma segura, sem comprometer ecossistemas associados, recursos hídricos e edáficos, pela ausência de contaminação por metais tóxicos ou translocação destes para o sistema foliar da vegetação.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente trabalho é gerar solo produzido por meio do consórcio de resíduos de construção e demolição (RCD) classe A reciclado, e de celulose (casca de Eucalipto compostada) para a recuperação de áreas degradadas por mineração, por meio do consórcio de resíduos, em especial áreas degradadas por mineração de argila.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) identificar a composição do RCD classe A reciclado da usina de reciclagem 3 R's Reciclagem (Criciúma, SC);
- b) determinar a dosagem adequada de RCD em consórcio com CEC como componentes para produção de solos;
- c) analisar a presença ou ausência de metais tóxicos (cromo, chumbo e bário) no lixiviado gerado pela irrigação;
- d) avaliar o crescimento e produção de biomassa dos exemplares aveia preta (*Avena strigosa*) cultivados em solo produzido como indicadores de recuperação de solos degradados;
- e) determinar o possível índice de translocação de metais tóxicos (cromo, chumbo e bário) para o tecido foliar de aveia preta (*Avena strigosa*);
- f) testar o potencial de segurança da utilização dos resíduos em consórcio com solo na recuperação de áreas degradadas por mineração de argila

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 MINERAÇÃO DE ARGILA E IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS

A mineração de argila constitui uma atividade econômica diretamente ligada à economia local de uma região e à sua indústria de transformação. A produção ocorre em sua maioria de forma cativa (as minas pertencem aos próprios ceramistas), havendo, frequentemente, comercialização de excedentes de argila. Predominam no setor, empreendimentos de pequeno a médio porte, com produções variando de 5.000 a 40.000 toneladas por mês, em lavras com escavações mecânicas à céu aberto. De modo geral, as minas carecem de investimentos em modernizações tecnológicas e de gestão, de fundamental relevância ao aprimoramento do sistema de produção (pesquisa mineral, lavra e beneficiamento), sendo que são praticamente inexistentes programas de certificações quanto à qualidade e gestão ambiental neste setor (IPT, 2018).

Segundo IPT (2018, p. 40):

Parcela importante das minerações ainda carece de práticas mais adequadas de controle e recuperação ambiental. Se as cavas individuais configuram degradações restritas, a aglomeração de empreendimentos em certas regiões tem provocado um impacto acumulativo considerável, sobressaindo, entre outros, processos de desmatamento, assoreamento de drenagem, formação de pequenos lagos, pilhas abandonadas de argila e de material estéril, e taludes expostos sujeitos à erosão. Em alguns núcleos oleiros, a precariedade técnica e a ilegalidade das operações de lavra colocam em permanente risco a sustentabilidade da atividade minero-cerâmica.

Argilas são formadas a partir da transformação (principalmente intemperismo) dos minerais mais comuns da crosta terrestre: Argilominerais, silicatos de alumínio hidratados, Fe, Mg, Na, K, Ca, caulinita, illita, esmectitas (Montmorilonita).

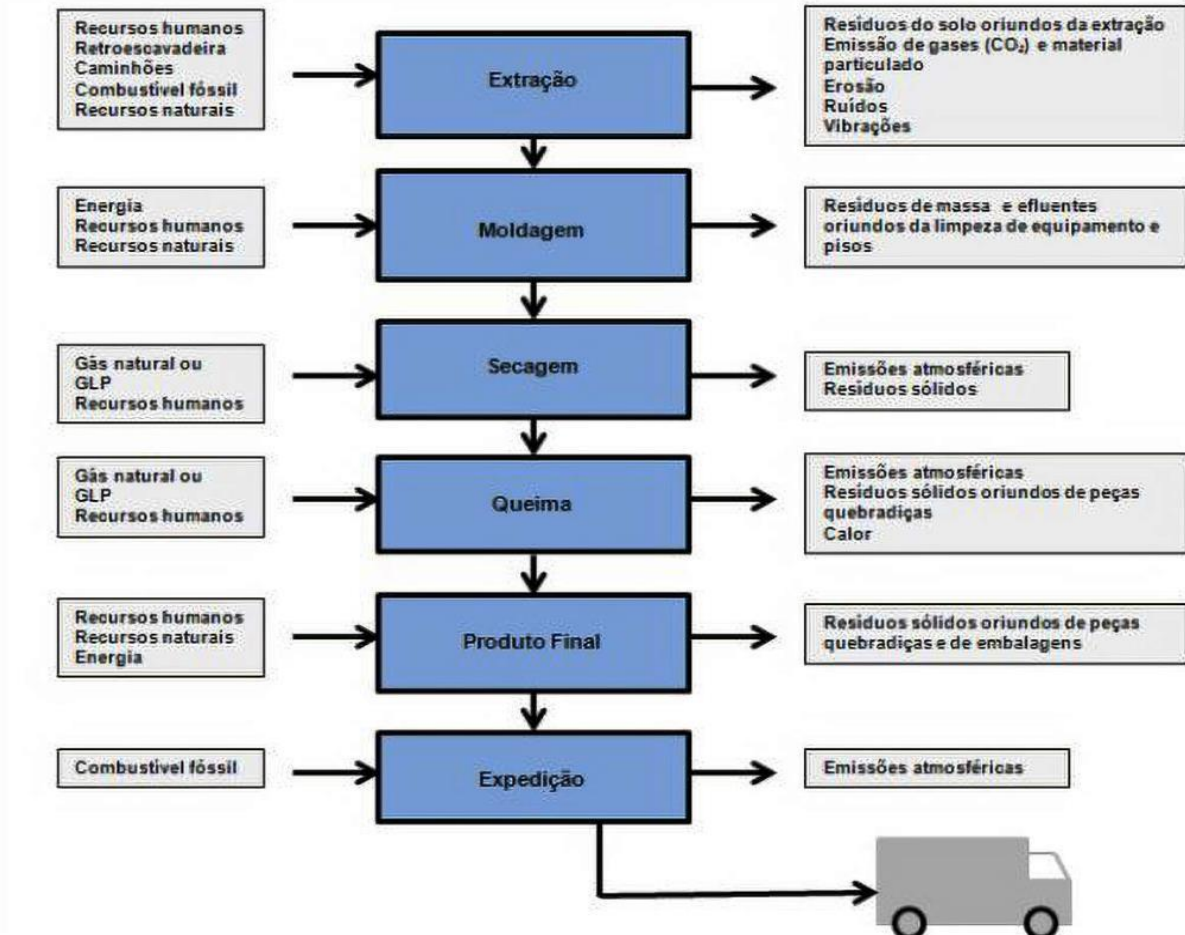
São classificadas em argilas comuns (*Common clay*), argilas plásticas (*Ball clay*), argilas refratárias (*Fire clay*), bentonita e argila descorante (*Bentonite e fuller's earth*).

A argila comum é subdividida em argila para cerâmica vermelha ou estrutural; argila para revestimento cerâmico ou industrial e argila para cimento.

Argila para cerâmica vermelha ou estrutural é destinada a fabricação de blocos, tijolos maciços, telhas, tubos e objetos ceramicos. Possui baixo valor unitário e produção cativa. Geralmente está na periferia das grandes cidades e as áreas degradadas acabam atraindo loteamentos irregulares e expansão urbana desordenada (KULAIF, 2012).

A Figura 01 representa o processo de extração de argila à céu aberto e produção de cerâmica, com seus impactos ambientais associados.

**Figura 01.** Impactos Ambientais na fase de extração e beneficiamento das argilas



**Fonte:** Adaptado de Nunes (2012).

Estimativa do Ministério de Minas e Energia (MME) estabeleceu uma produção de cerâmica vermelha de 84,8 bilhões de peças cerâmicas (blocos e tijolos, 70% e telhas, 30%) sendo aproximadamente 170 milhões de toneladas de argila (2 kg/peça), o que representa a quarta maior tonelagem produzida, estando atrás apenas de agregados e minério de ferro (MME, 2019).

O Brasil ocupa a 2ª posição mundial em produção e consumo de cerâmica de revestimento. O setor operou, em 2017, com 75% da sua capacidade instalada (1.054,6 milhões de metros quadrados), registrando produção de 790 milhões de m<sup>2</sup>, com recuo de 12% em relação ao ano anterior. Do total produzido, 62% foram de

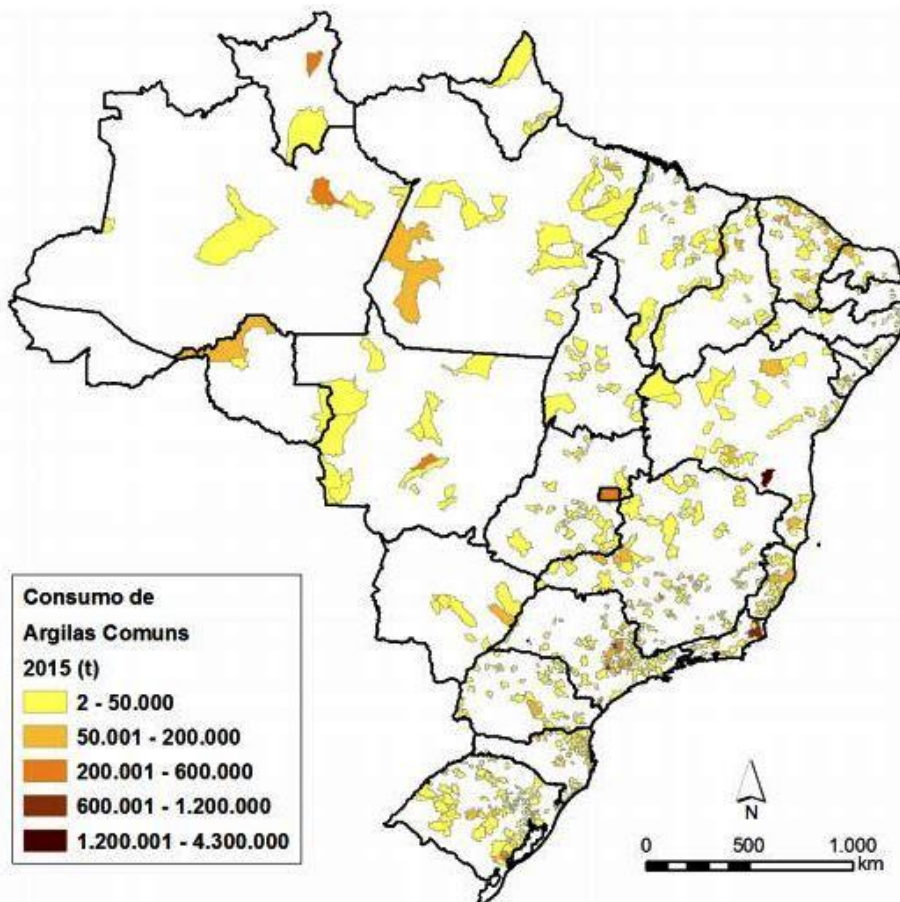
revestimentos para pisos; 20% para parede; 15% porcelanato e 3% para fachadas (MME, 2019).

Referente à indústria cerâmica para revestimento, o Brasil possui 86 empresas, 103 instalações industriais (capacidade instalada de 875 milhões de m<sup>2</sup>), 13 estados (principalmente regiões Sudeste e Sul) – destaques para Santa Gertrudes/SP (70%) e Criciúma/SC (30%) segundo dados do Ministério de Minas e Energia (2019).

O Consumo total de argilas no Brasil para o ano de 2017 foi de 9.233.088 toneladas (ASPACER, 2018).

Na Figura 02 pode-se visualizar o consumo de argilas comuns em toneladas para o ano de 2015 no Brasil, destacando-se o grande número de áreas de extração em todo território nacional.

**Figura 02.** Consumo de argilas comuns no Brasil no ano de 2015



Fonte: META (2018).

As argilas também são utilizadas na indústria de cimento. Neste caso, possuem elevados teores de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  e  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Tem a função de introduzir no clínquer a sílica, a alumina e o ferro. Possuem baixo valor unitário e produção cativa (KULAIF, 2012). Conforme as características das argilas, estas são classificadas em diferentes classes e utilizadas em diferentes usos.

As argilas plásticas são predominantemente cauliníticas, plásticas, contendo matéria orgânica e baixo teor de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , associadas a aluviões quaternários. Cor de queima clara a  $1250^\circ\text{C}$ . São utilizadas na produção de cerâmica branca: Louças sanitárias e de mesa (KULAIF, 2012).

Argilas refratárias ou cauliníticas/haloisíticas [ $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})$ ], plásticas ou não, são capazes de suportar altas temperaturas sem deformação e desintegração. Apresentam gibsita livre e teores de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  superiores a 46% após calcinação. Formadas principalmente por processos de lixiviação supérgena. São utilizadas na fabricação de materiais refratários sílico-aluminosos, aluminosos e isolantes (bases, blocos, placas, bicos, cadinhos, filtros) (DNPM, 2016). Encontradas no Brasil nos depósitos do Alto Tietê – Suzano, Mogi das Cruzes, Biritiba-Mirim, Salesópolis da Serra do Itaqueri–Ipeúna, Itirapina, São Pedro (DNPM, 2016).

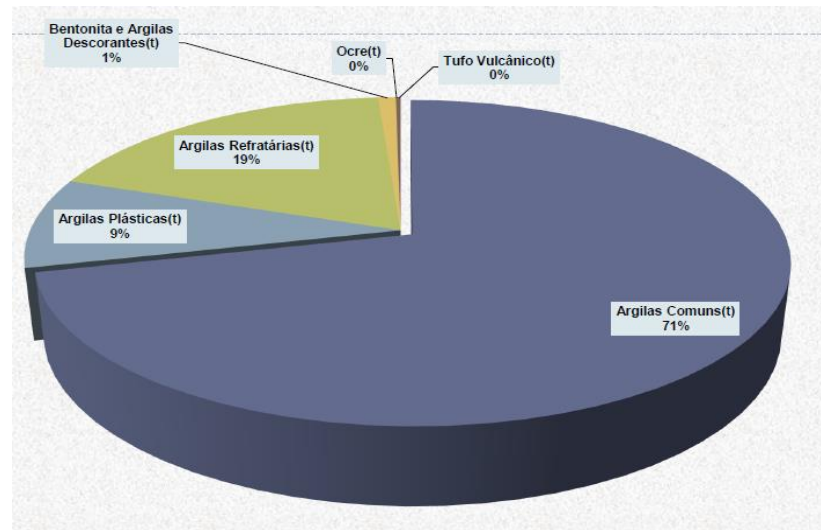
Bentonita e argilas descorantes são argilominerais do grupo das esmectitas originam-se mais frequentemente das alterações de cinzas vulcânicas. As bentonitas caracterizam-se por apresentar: partículas muito finas; elevada carga superficial; alta capacidade de troca catiônica; elevada área superficial e inchamento quando em presença de água (META, 2018).

As Principais utilizações da bentonita são: (a) lamas de perfuração petróleo e gás; (b) aglomerante de areias de moldagem usadas em fundição; (c) pelletização de minério de ferro; (d) descoramento de óleos e clarificação de bebidas; (e) impermeabilizante de solos; (f) absorvente sanitário para animais de estimação; (g) carga mineral em produtos farmacêuticos, rações animais, produtos cosméticos e outros; (h) agente plastificante para produtos cerâmicos (META, 2019).

Na Figura 03 podem-se verificar as reservas medidas de argilas no Brasil, segundo dados do DNPM (2016).



**Figura 03.** Reservas medidas no Brasil por tipo de argila



Fonte: DNPM (2016).

Embora sejam matérias primas para diferentes fins industriais e até produção de próteses médicas, a extração dos diferentes tipos de argila promove a degradação ambiental das áreas de extração, resultando em passivos ambientais.

### 3.1.1 Degradação ambiental em áreas de mineração

A conceituação de área degradada é muito diversa na literatura especializada. De modo geral, qualquer alteração ambiental pode ser considerada uma forma de degradação. O termo se consolidou no Brasil na década de 1980, no entanto conceituações genéricas são encontradas na literatura em torno dos termos degradação e recuperação (CORREA, 2007).

A Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação (FAO) define degradação do solo como a deterioração ou perda total da capacidade destes para uso atual e futuro (CORREA, 2007). Sendo assim, necessário delimitar e conceituar os diferentes termos: degradação e perturbação.

Desmatar uma área ou deteriorar as propriedades de um solo pode ser considerado degradações ou perturbações, considerando-se diferentes graus de intensidade de danos. Assim, se o ambiente não se recupere naturalmente em um tempo razoável, está degradado, e a intervenção antrópica é necessária. No entanto, caso o ambiente mantenha sua capacidade de regeneração ou depuração

(resiliência), está perturbado, e a intervenção humana apenas promove a aceleração do processo de recuperação (CORREA, 2007).

A perda de resiliência em solos resulta em áreas degradadas. Porém, em determinados locais, a mitigação dos impactos ambientais causadores da alteração pode ser suficiente para que processos de regeneração natural recuperem o ecossistema terrestre. Nesta situação, pode-se considerar que as áreas encontram-se perturbadas, pois apresentam certo grau de resiliência, sendo importante reconhecer estes aspectos e diferenças conceituais para que se obtenham bons resultados durante a recuperação ambiental dessas áreas.

### **3.1.2 Recuperação de áreas degradadas por mineração: processos e técnicas**

As atividades de mineração em geral causam degradação ambiental, descaracterizando o ambiente natural, porém as técnicas de restauração ecológica possibilitam a reconstrução de um ambiente onde seja possível, dentro de limitações técnicas, o restabelecimento do equilíbrio ecológico (TREVISAN et al., 2011).

Considerando a recuperação dessas áreas, as mesmas encontram-se constituídas por um substrato quase sempre muito compacto e pobre em nutrientes, e nesta situação, o crescimento das plantas é mais difícil. No entanto, o restabelecimento de comunidades vegetais nativas é uma das formas mais utilizadas para recuperar áreas degradadas pela mineração, promovendo um novo uso do solo que visa à conservação ambiental (ALMEIDA & SÁNCHEZ, 2005).

Neste sentido, existem muitas dificuldades na implementação de medidas propostas nos Programas de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) sendo frequente a ocorrência de problemas relativos ao manejo do solo e das plantas, o que compromete o sucesso da revegetação (ALMEIDA & SÁNCHEZ, 2005).

Almeida & Sánchez (2005) descrevem que nos locais de mineração, em geral há dois tipos de áreas, onde é necessária a revegetação:

- áreas de mata ciliar que, segundo o Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651/2012), são áreas de preservação permanente (APP) e devem ser revegetadas exclusivamente com espécies nativas;
- áreas operacionais da mineração, incluindo margens de cavas, áreas de disposição de rejeitos, locais de estocagem, instalações de beneficiamento, oficinas, escritórios e demais construções, cuja revegetação pode, muitas

vezes, ser feita com outras espécies e depende da reabilitação planejada e dos objetivos de uso da área após o encerramento da mineração.

Na revegetação de áreas degradadas, tem sido usualmente recomendada a aplicação do modelo sucessional, o qual separa as espécies vegetais em grupos ecológicos com características comuns e funções diferentes na dinâmica da floresta (WEST et al., 1981).

Assim, ao elaborar um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) deve-se:

(...) visar, primeiramente, a criação de paisagens estáveis nas jazidas explotadas. Depois, devem tornar substratos minerados aptos ao recebimento de plantas e, finalmente, devem identificar as espécies vegetais que são capazes de iniciarem um processo de sucessão ecológica (CORREA, 2007, p.12).

Em processos de mineração, ações de desmatamento e remoção de solo retiram nutrientes do meio, que são essenciais para o seu funcionamento e equilíbrio ecológico. Desta forma, para fins de revegetação de áreas degradadas, solo será: “... o produto final da intervenção humana sobre um substrato que apresenta baixo potencial biológico” (CORREA, 2007, p.13).

A condição adversa à atividade biológica e regeneração vegetal é resultante em áreas mineradas, do resultado da perda da estrutura física, química e biológica original dos solos não degradados. Pode-se considerar segundo Correa (2007, p.13) três áreas de enfoque que visam à recuperação de áreas degradadas:

(...) revegetação, remediação e geotecnia. As estabilidades ecológica e ambiental, a estabilidade química e a estabilidade física são, respectivamente, os objetivos dessas três áreas de atuação. A interação entre essas áreas é intensa, pois não há que se pensar em revegetação sem antes se remediarem processos químicos e se estabilizarem fisicamente locais minerados.

Substratos minerados tornam-se geralmente incapazes de promover a percolação e infiltração de água, causando erosão e resultando em eliminação da vida microbiológica do solo. Assim a degradação resulta em quebra de ciclos naturais e a recuperação de uma área degradada deve ser entendida como a restituição da função ecológica desse local. Projetos de revegetação devem considerar os ciclos ecológicos a partir de conhecimentos da Edafologia e da Ecologia para que se obtenha êxito na execução dos PRADs.

Segundo IPT (2018) dependendo da situação topográfica, as medidas usuais de recuperação de cavas de argila envolvem:

- Preenchimento de cavas com materiais estéreis, terraplenagem para reafeiçoamento do relevo com a finalidade de atenuar o impacto visual, reduzir a possibilidade de erosões, permitindo a revegetação e, em certos casos, conversão das áreas para um novo uso.
- No caso de lagos remanescentes, estabilização de taludes marginais por meio de suavização dos cortes, seguido de revegetação.

Uma importante parcela das áreas de mineração de argila ainda carece de práticas mais adequadas de controle e recuperação ambiental. As cavas individuais configuram degradações restritas, no entanto, a aglomeração de empreendimentos em certas regiões tem provocado um impacto ambiental acumulativo considerável, sobressaindo, entre outros, processos de desmatamento, assoreamento de drenagem, formação de pequenos lagos, pilhas abandonadas de argila e de material estéril, e taludes expostos sujeitos à erosão. Em alguns núcleos oleiros, a precariedade técnica e a ilegalidade das operações de lavra colocam em permanente risco a sustentabilidade da atividade mínero-cerâmica (IPT, 2018).

### **3.1.3 Aspectos Legais referentes à mineração e recuperação de áreas degradadas**

A Constituição Federal (BRASIL, 1988) estabelece em seu artigo 225 que:

(...) todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

Em seu § 2º está estabelecido que:

(...) aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com a solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei.

A recuperação de áreas degradadas, qualquer que seja o estado de degradação, encontra suporte também em normas infraconstitucionais e o tema constitui a base da Política Nacional do Meio Ambiente. A Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981) determina que:

Artigo 2º- A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana, atendidos os seguintes princípios:

(...)

VIII - Recuperação de áreas degradadas.

(...)

Com finalidade de conceituar as diferenças entre degradação e recuperação levou a promulgação do Decreto Federal nº 97.632, de 10 de abril de 1989 (BRASIL, 1989), que regulamenta o artigo 2º, Inciso VIII da Lei Federal nº 6.938/81. Em seu artigo 1º, o Decreto Federal nº 97.632/1989 prevê que:

(...) os empreendimentos que se destinam à exploração de recursos minerais deverão, quando da apresentação do Estudo de Impacto Ambiental – EIA e do Relatório de Impacto Ambiental - RIMA, submeter à aprovação do órgão ambiental competente o Plano de Recuperação de Área Degradada - PRAD.

Decreto Federal nº 97.632, artigo 2º:

Para efeito deste Decreto são considerados como degradação os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais.

Decreto Federal nº 97.632, artigo 3º:

A recuperação deverá ter por objetivo o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para uso do solo, visando à obtenção de uma estabilidade do meio ambiente.

Segundo Correa (2007) países em que o tema encontrava-se mais desenvolvido à época da promulgação de legislação brasileira, já haviam tomado posições mais realistas, a exemplo da definição criada em 1974, pela Academia de Ciências dos Estados Unidos, conforme se observa no Quadro 1.

**Quadro 1.** Terminologia adotada pela Academia Nacional de Ciências dos Estados Unidos referente à recuperação de áreas degradadas

Termo	Definição
Restauração	Reposição das exatas condições ecológicas da área degradada, ou ao <i>status quo ante</i> . A restauração de um ecossistema é extremamente difícil e onerosa, só justificável para ambientes raros. Os profissionais que trabalham com Ecologia da Restauração atuam no ramo da reconstrução de ecossistemas perturbados ou degradados. A restauração é improvável quando o ambiente foi agudamente degradado, como em áreas mineradas. Além disso, as restaurações geralmente produzem apenas comunidades simplificadas, em relação às originais, ou comunidades que não se podem manter.
Reabilitação	Retorno da função produtiva da terra, não do ecossistema, por meio da revegetação. Retorno de uma área a um estado de recuperação de pelo menos algumas das funções do ecossistema e de algumas espécies originais. A escarificação do substrato de uma área minerada, por exemplo, é capaz de devolver-lhe a função hidrológica de permitir a infiltração de águas pluviais.
Recuperação	Estabilização de uma área degradada sem o estreito compromisso ecológico. Recuperação é um processo genérico que abrange todos os aspectos de qualquer projeto que vise à obtenção de uma nova utilização para um sítio degradado. É um processo que objetiva, sobretudo, alcançar a estabilidade do ambiente.

Fonte: Adaptado de Correa, 2007.

Áreas degradadas no Brasil são geralmente revegetadas, assim recuperação e reabilitação são termos normalmente utilizados (IBAMA, 1990). Em processos de revegetação de uma área minerada, a recuperação é um processo que se inicia com o planejamento, antes da mineração, e termina após a exploração da lavra, com a manutenção do plantio (BARTH, 1989). Ao término da manutenção do plantio, a área deve encontrar-se em um processo independente de sucessão ecológica, ou seja, a intervenção humana não se faz mais necessária.

O artigo 48 da Lei de Crimes Ambientais: Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 (BRASIL, 1998) considera crime passível de detenção impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação:

Art. 2º Quem, de qualquer forma, concorre para a prática dos crimes previstos nesta Lei, incide nas penas a estes cominadas, na medida da sua culpabilidade, bem como o diretor, o administrador, o membro de conselho e de órgão técnico, o auditor, o gerente, o preposto ou mandatário de pessoa jurídica, que, sabendo da conduta criminoso de outrem, deixar de impedir a sua prática, quando podia agir para evitá-la. (...)

Art. 48. Impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas e demais formas de vegetação:

Pena - detenção, de seis meses a um ano, e multa.

No mesmo sentido, a Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000), que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

(SNUC) objetiva, entre outros, recuperar e restaurar ecossistemas degradados (Artigo 4º, Inciso IX). Em seu artigo 2º, o SNUC define:

XIII - recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

XIV - restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo da sua condição original.

Dessa forma, não somente pelo cumprimento da Lei, mas principalmente porque são as leis naturais que regem os processos ecológicos, os conceitos atuais de degradação, resiliência, recuperação e restauração são mais realistas e devem ser os adotados em PRAD.

A legislação ambiental estabeleceu em consonância aos princípios da precaução e do poluidor pagador a obrigatoriedade de recuperação das áreas degradadas, constituindo obrigação dos órgãos ambientais expedirem condições e restrições para a atividade, a partir da proposição de técnicas apropriadas para extração, estas detalhadas nos termos de referência propostos em um processo de licenciamento ambiental.

Nas Figuras 04 e 05 é possível visualizar exemplos de área de mineração para extração de argila e a conseqüente degradação ambiental promovida pela retirada da vegetação e remoção do solo com a correspondente exposição do subsolo (área cinza claro na Figura 04).

**Figura 04.** Detalhe de área de extração de argila no município de Cristal-RS e conseqüente degradação do solo em destaque (setas)



**Fonte:** Adaptado de Google Earth. Data de captura da imagem pelo satélite: 07.06.2016.

**Figura 05.** Extração de Argila e conseqüente degradação pela remoção da vegetação, alteração topográfica e exposição do subsolo



**Fonte:** Kulaif (2012).

### 3.2 SOLOS PRODUZIDOS

Solo pode ser conceituado como um recurso natural vital para o correto e equilibrado funcionamento do ecossistema terrestre, e representa um balanço entre os fatores físicos, químicos e biológicos. É composto por minerais inorgânicos e partículas de areia, silte e argila, formas estáveis da matéria orgânica derivadas da decomposição pela biota do solo, a própria biota, composta de anélidos, insetos, bactérias, fungos, algas, nematóides e gases como  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $N_2$ ,  $NO_x$  (ARAUJO & MONTEIRO, 2007).

O solo possui a função de regular a produção de alimentos e fibras e o balanço global do ecossistema, além de servir como meio para o crescimento vegetal, através do suporte físico, disponibilidade de água, nutrientes e oxigênio para as raízes de vegetais.

Neste sentido, ressalta-se a importância do correto manejo de áreas mineradas, especialmente na aplicação de solos produzidos na recuperação de áreas degradadas, pois é consenso na literatura especializada que para a formação de 1,0 cm de solo são necessários de 100 a 400 anos (VASQUEZ, 2015).



Solos produzidos ou antropogênicos são aqueles formados pela ação humana (VASQUEZ, 2015; RIBAS, 2004) a partir da adição de diferentes materiais (resíduos e matéria orgânica), excluindo a participação de ações naturais na sua gênese.

As boas práticas na elaboração de solos produzidos requerem ausência de elementos tóxicos que possam lixiviar e contaminar recursos hídricos ou edáficos, vindo a bioacumular ou biomagnificar em organismos vivos, sendo necessário tomar as devidas providências no manejo dessa técnica a fim de promover a conservação ambiental da área a ser recuperada.

Segundo a classificação internacional de solos (IUSS, 2014) os solos produzidos, são denominados *tecnossolos*, os quais combinam solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas por sua origem técnica, contendo quantidade significativa de componentes e resíduos diversos, provenientes de lamas, aterros, cinzas e resíduos de mineração ou construção civil, de forma não consolidada, além de solos com geomembranas e solos construídos.

### **3.2.1 Resíduos de construção e demolição – RCD**

Com a promoção do desenvolvimento econômico e a globalização da economia, o constante crescimento populacional associado à urbanização e a adoção de novas tecnologias, surgem alterações no estilo de vida e nas formas de produção e consumo das populações. Desta forma, evidencia-se um aumento na produção de resíduos sólidos, principalmente nos grandes centros urbanos.

Associado a este crescimento, os resíduos gerados atualmente passaram a abrigar em sua composição elementos sintéticos e perigosos aos ecossistemas e à saúde humana, em virtude das novas tecnologias incorporadas ao cotidiano (FERREIRA & DOS ANJOS, 2001). Diariamente, são coletadas no Brasil entre 180 e 250 mil toneladas de resíduos sólidos (IBGE, 2018), dos quais, como em diferentes países, cerca de 41 a 70% são RCD, segundo Pinto (1999), Costa (2003) e Reis et al. (2020).

Neste sentido, a Lei Federal nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) estabelece a obrigatoriedade compartilhada pela gestão dos resíduos sólidos, através da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos (GRSU).

GRSU pode ser conceituado como o envolvimento de diferentes atores sociais, compreendendo os órgãos da administração pública e da sociedade civil com a finalidade de efetuar a limpeza urbana, a coleta, o tratamento e a disposição final dos resíduos, promovendo a melhoria da qualidade de vida da população, considerando as características das fontes de produção, volume e os tipos de resíduos, encaminhando-os para tratamento e disposição final adequada (MONTEIRO et al., 2001).

A gestão integrada de resíduos da construção civil no Brasil é regida pela Resolução CONAMA 307/2002 (BRASIL, 2002), a qual distingue processos de reciclagem, reúso e destinação final, aos quais devem obedecer a princípios técnicos e econômicos que viabilizem a sustentabilidade destes processos.

Desta forma, para que possa ser atendida esta premissa a Resolução CONAMA 307/2002 estabelece:

XI - Gestão integrada de resíduos sólidos: conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável.

Neste sentido, deve-se observar que resíduos de construção civil são resíduos não inertes, ou seja, podem gerar lixiviado com compostos que apresentam possível toxicidade, a qual deve ser não significativa para que possam ser utilizados em processos de recuperação de áreas degradadas.

Assim, deve-se promover a utilização segura deste, obrigatoriamente segregados como resíduos “classe A”.

Uma alternativa para o uso de resíduos de construção civil consiste no emprego destes em processos de recuperação de áreas degradadas, por sua característica de melhorar as propriedades físicas e químicas no aporte de nutrientes minerais aos solos degradados (Ca, Mg, K, entre outros).

Em trabalhos de caracterização de resíduos de construção civil tem-se evidenciado a presença de calcita e wollastonita, minerais que podem melhorar as propriedades químicas de solos (LASSO, et al., 2013; REIS et al., 2020). Estes minerais podem neutralizar o pH de solos ácidos como o caso da calcita e wollastonita (CASTRO & GÓMEZ, 2010). Além disso, são fonte de nutrientes essenciais como Ca, Mg, Mn e micronutrientes como Na, Al e Fe no caso de feldspatos e actinolita (LORA, 2010; LASSO, et al., 2013; MEJÍA-RESTREPO; OSORNO-BEDOYA & OSORIO-VEGA, 2015).

No entanto, devido à baixa solubilidade destes materiais (EKSTROM, 2001; LIU, et al., 2014), se deve analisar a taxa de liberação de nutrientes mediante a acidificação biológica ou química destes materiais (MOTTERSHEAD et al., 2003), a qual pode aumentar a disponibilidade de nutrientes e a porosidade dos minerais, permitindo aumentar a disponibilidade de nutrientes e a aeração do solo (LUNA-RAMOS & SOLÉ-BENET, 2013).

Desta forma, as plantas cultivadas em solos antes degradados podem crescer, estabelecendo-se com mais facilidade (FASSBENDER, 1986). Os resíduos devem ser dispostos no solo após cominuição em consórcio com alguma fonte de matéria orgânica ou elemento condicionador de solos, gerando um substrato, o que se pode definir como solos produzidos ou tecnossolos.

### **3.2.2 Geração e reciclagem de RCD**

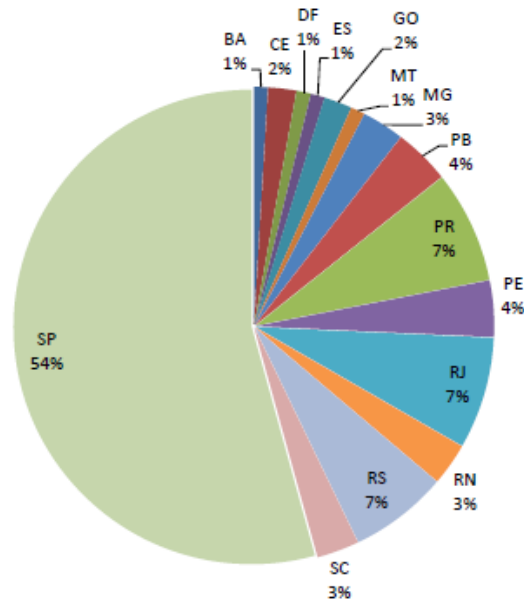
Segundo IPEA (2012) os Resíduos de Construção civil (RCC), ou Resíduos de Construção e Demolição (RCD) representam um problema ambiental grave:

Os RCC representam um grave problema em muitas cidades brasileiras. Por um lado, a disposição irregular destes resíduos pode gerar problemas de ordem estética, ambiental e de saúde pública. Por outro lado, eles representam um problema que sobrecarrega os sistemas de limpeza pública municipais, visto que, no Brasil, os RCC podem representar de 50% a 70% da massa dos resíduos sólidos urbanos – RSUs (IPEA, 2012 p.10).

No mesmo sentido, a exploração de recursos naturais, fonte de matéria prima para a produção de materiais para construção civil no Brasil, como a exploração de areia natural em várzeas e leitos de rio, vem sofrendo restrições das agências de controle ambiental, a exemplo do que ocorre no Rio Jacuí, no RS, onde são evidentes e relatadas pela imprensa regional as sérias consequências ambientais da degradação deste recurso hídrico, pela exagerada extração mineral de areia (ALMEIDA, 2018). A obtenção de areia artificial com distribuição granulométrica e fator de forma próximo das areias naturais, usadas como agregado na construção civil tem sido estudado por inúmeros pesquisadores impulsionando o mercado de reciclagem de RCD.

Segundo Miranda et al. (2016), o Brasil conta com mais de 310 usinas de reciclagem de RCD instaladas, entre públicas e privadas, sendo a maioria situada no estado de SP, conforme Figura 06, sendo que o percentual de usinas privadas chega a 83%, o que demonstra a viabilidade econômica do setor.

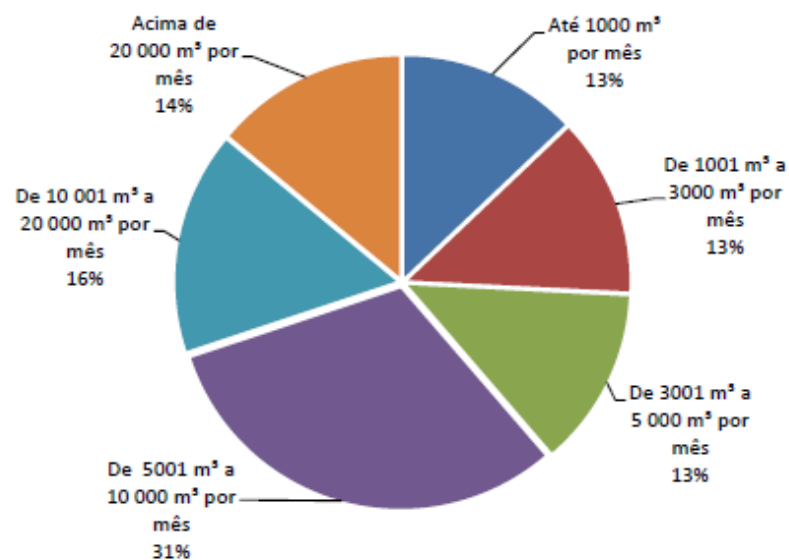
**Figura 06.** Percentual de usinas de RCD instaladas no Brasil



**Fonte:** Miranda et al. (2016)

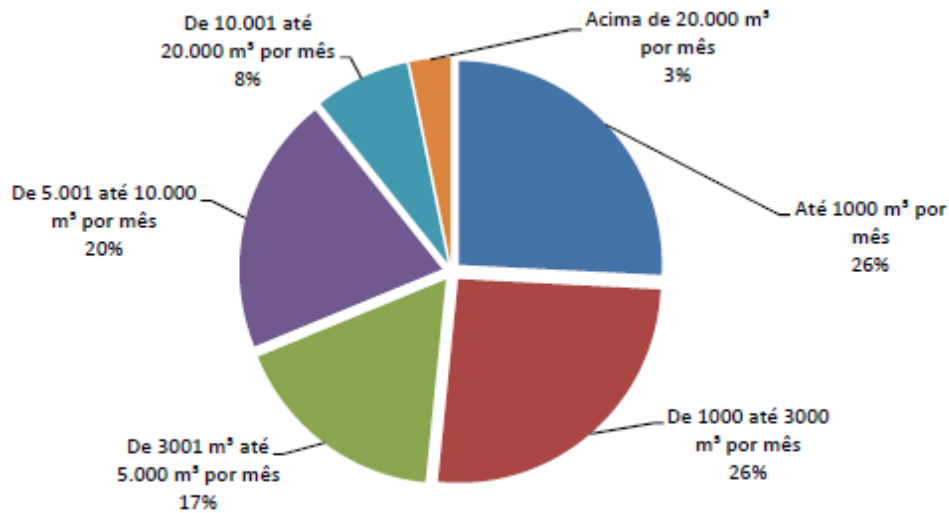
Nas figuras 07 e 08 pode-se visualizar a capacidade nominal e o volume médio de agregado reciclado produzido mensalmente pelas usinas brasileiras, segundo pesquisa da Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição - ABRECON (MIRANDA et al., 2016).

**Figura 07.** Capacidade nominal instalada pelas usinas brasileiras



**Fonte:** Miranda et al. (2016).

**Figura 08.** Volume médio processado de RCD pelas usinas brasileiras



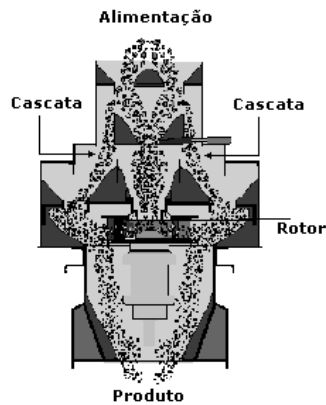
**Fonte:** Miranda et al. (2016).

Assim, com a crescente demanda, as tecnologias para reciclagem vêm sendo aprimoradas. Com o crescimento do mercado de reciclagem de RCD são desenvolvidos equipamentos de cominuição mais eficientes, a exemplo do britador de impacto vertical (*Vertical Shaft Impact – VSI*). Este é conhecido como o equipamento capaz de produzir modificações nas partículas, dando-lhes formato cúbico ou arredondado. Essa forma das partículas é atribuída aos mecanismos que ocorrem no rotor e na câmara de britagem (Figura 09) do britador: impacto, abrasão e atrição.

Parte do material alimentado no britador vai para o interior de um rotor, que projeta esse material a altas velocidades contra as paredes da câmara revestida com o próprio material onde as partículas colidem entre si e são moídas. Parte do material passa por fora do rotor, na forma de cascata e colide contra as partículas que passaram pelo interior do rotor, caracterizando-se como um processo autógeno de cominuição.

O cascadeamento das partículas traz os seguintes benefícios: redução do consumo de energia no processo; redução do consumo de peças de desgaste; aumento da capacidade de processamento do britador e controle na distribuição granulométrica.

**Figura 09.** Ilustração do sistema e funcionamento de um britador vertical



**Fonte:** Luz; Sampaio & França (2011).

No entanto, na ausência de usinas de reciclagem de RCD em maior escala, persistem como alternativa os aterros de RCD com os respectivos impactos ambientais negativos a estes associados.

Impacto ambiental, segundo a Resolução CONAMA 001/1986 (BRASIL, 1986) pode ser conceituado como:

Artigo 1º - Para efeito desta Resolução, considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II - as atividades sociais e econômicas;
- III - a biota;
- IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V - a qualidade dos recursos ambientais.

Na Figura 10 visualiza-se uma unidade de reciclagem de RCD composta por equipamentos britadores e pilhas de resíduo reciclado, e na Figura 11 (A) um aterro de RCD, destacando-se alguns dos impactos ambientais negativos: a necessidade de áreas de empréstimo para aterro e elevada ocupação de áreas para destinação final de RCD e 11(B): descarte irregular de RCD em área urbana, com seus impactos ambientais negativos associados (Lixiviação de contaminantes, assoreamento de recursos hídricos, proliferação de vetores de doenças, impacto visual, compactação do solo, alteração de habitat de espécies nativas, remoção de cobertura vegetal) ilustrando os problemas da incorreta gestão de RCD.

**Figura 10.** Usina de reciclagem de RCD



**Fonte:** Prefeitura Valinhos - SP - Brasil.

**Figura 11.** Aterro de RCD e consequente alto volume de material de empréstimo, associado à remoção de camada superficial do solo original e cobertura vegetal (A); Descarte irregular de RCD em área urbana (B)



**Fonte:** Prefeitura de Três Lagoas: MS-Brasil (A); Autor (B).

Em nível internacional o RCD também representa problema para a gestão integrada de resíduos, apresentando elevado volume, problema agravado em países com a extensão territorial reduzida e consequentemente, da mesma forma, a produção de recursos naturais, agravando a necessidade de reaproveitamento e reciclagem dos resíduos gerados.

A geração de RCD na União Européia (EU) apresenta diferenças significativas entre seus Estados membros, conforme se visualiza na Tabela 01. O total de resíduos sólidos gerados para ano de 2014 foi de 2503 milhões de toneladas, sendo que o percentual de RCD sobre o total de resíduos sólidos gerados

foi elevado (Luxemburgo: 85%, Malta: 75%, Holanda: 68%, Alemanha: 53%; Dinamarca: 53% e Reino Unido: 48%), sendo que a taxa de reciclagem destes resíduos em 2014 foi de 88%, considerando 28 países da EU, no entanto, no restante dos países foi de 12%, destinando-se o RCD a aterros (SÚAREZ-SILGADO et al., 2018). Para o ano de 2016, o montante de resíduos sólidos na Europa chegou a 322 milhões de toneladas, sendo 35% RCD (TABOADA et al., 2020). Na Tabela 02 é possível visualizar o percentual de reciclagem de RCD na União Européia.

**Tabela 01.** Geração anual de resíduos sólidos (dados de 2014)

Origem	Milhões de Toneladas	Kg por habitante	Porcentagem de RCD Gerados (%)
UE (28 países)	2502,9	4931	34,7
Bélgica	65,6	5838	40,2
Bulgária (1)	179,7	24872	0,7
República Checa	23,4	2223	40,2
Dinamarca	20,1	3558	52,6
Alemanha	387,5	4785	53,3
Estônia	21,8	16587	3,1
Irlanda (1)	15,2	3285	12,4
Grécia	69,8	6404	0,7
Espanha	110,5	2378	18,5
França	324,5	4913	70,2
Croácia (1)	3,7	879	16,6
Itália	159,1	2617	32,5
Chipre (2)	2,1	2406	31,0
Letônia	2,6	1315	17,3
Lituânia	6,2	2114	7,0
Luxemburgo	7,1	12713	84,5
Hungria	16,7	1688	20,7
Malta (1)	1,7	3896	74,5
Países Baixos	133,2	7901	68,1
Áustria	55,9	6541	72,1
Polónia	179,0	4710	9,5
Eslováquia (1)	8,9	1636	15,6
Romênia	175,6	8820	0,6
Finlândia	96,0	17572	17,0
Suécia	167,0	17226	5,3
Reino Unido	251,6	3885	48,0
Islândia (3)	4,5	1651	2,1
Liechtenstein	0,6	14919	0
Noruega (1)	11,7	2283	23,0
Montenegro	1,2	1872	9,2
República Iugoslava	2,2	1058	0,5
Sérvia	49,1	6890	0,6
Turquia (4)	73,1	947	-
Kosovo (UNSCR1244)	1,0	574	0,3

(1) Outras atividades econômicas incluem também indústria. (2) Outras atividades econômicas incluem também mineração, indústria e energia. (3) 2012. (4) Outras atividades econômicas incluem também indústria, construção e demolição.

**Fonte:** EUROSTAT (2017), Adaptado de Suárez-Silgado et al. (2018)



**Tabela 02.** Taxa de reciclagem (%) dos resíduos de construção e demolição (RCD) em países da União Europeia e Reino Unido

País - Ano	2010	2012	2014	2016	2018
União Europeia – 27países (2020)	:	:	87	87	88
União Europeia - 28 países (2013-2020)	:	:	89	89	90
Euro área - 19 países (2015)	:	:	:	:	:
Bélgica	17	18	32	95	97
Bulgária	62	12	96	90	24
República Tcheca	91	91	90	92	: bc
Dinamarca	:	91	92	90	97
Alemanha	95	94	: c	: c	93
Estônia	96	96	98	97	95
Irlanda	97	100	100	96	100
Grécia	0	0	0	88	97 p
Espanha	65	84	70	79	75
França	66	66	71	71 e	73
Croácia	2	51	69	76	78
Itália	97	97	97	98	98
Chipre	0	60	38	57	64
Letônia	:	:	92	98	97
Lituânia	73	88	92	97	99
Luxemburgo	98	99	98	100	98
Hungria	61	75	86	99	99
Malta	16	100	100	100	100
Áustria	92	92	94	88	90
Polônia	93	92	96	91	84
Portugal	58	84	95	97	93
Romênia	47	67	65	85	74
Eslovênia	94	92	98	98	98
Eslováquia	:	:	54	54	51
Finlândia	5	12	83	87	74
Suécia	78	81	55	61	90
Islândia	75	100	99	99	99
Liechtenstein	:	:	:	:	:
Noruega	44	75	77	71	63
Suíça	:	:	:	:	:
Rino Unido	96	96	96	96	98
Montenegro	:	:	:	0	0 p
Macedônia	:	0	0	:	100
Albânia	:	:	:	:	:
Sérvia	:	:	:	80	81
Turquia	:	:	:	:	0
Kosovo (sob a Resolução do Conselho das Nações Unidas 1244/99)	:	:	:	:	:

: (não avaliado); bc (quebra na série temporal); c (confidencial); e (estimado); p (provisório).

**Fonte:** Eurostat (2021)

Nos Estados Unidos (EUA) 600 milhões de toneladas de RCD foram gerados em 2018, mais do que o dobro da quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados. A demolição representa mais de 90% da geração total de RCD nos EUA, enquanto a construção civil representa menos de 10%. Aproximadamente 455 milhões de toneladas de RCD foram direcionados para reciclagem e 145 milhões de toneladas foram enviadas para aterros (EPA, 2021).

Na Ásia existe uma variação muito grande entre países. A exceção de Coréia do Sul e Japão a gestão de RCD é deficiente, sendo que em torno de 40% dos resíduos totais gerados são RCD e praticamente sem reciclagem (SÚAREZ-SILGADO et al., 2018).

A geração de RCD é muito variável entre países (Tabela 1), o que pode ser explicado pela variação temporal, que se refere à época do ano em que é mais favorável à construção civil em função do clima, etapa da construção, da situação econômica e grau de incentivo à construção civil.

Igualmente, para a correta gestão de resíduos em geral, incluindo RCD, é necessário conhecer a composição gravimétrica do resíduo. Na Tabela 03 é possível visualizar a composição média de RCD no Brasil, e na Tabela 04, as diferentes fontes geradoras em percentual.

**Tabela 03.** Composição média de RCD no Brasil (%)

Componentes	Percentual
Argamassa	63
Concreto e blocos	29
Outros	7
Orgânicos	1
Total	100

**Fonte:** IPEA (2012).

A composição do RCD afeta diretamente a qualidade do mesmo para efeitos de condicionador/recuperador de solos, pois se variando a composição aumenta-se a heterogeneidade de minerais com potencial de regulação de pH e capacidade de fornecer nutrientes ao solo, igualmente de possíveis contaminantes ambientais (REIS et al., 2020; YU et al., 2018; TOWNSEND et al., 2004; YILMAZ & ERCIKDI, 2021).

Na Tabela 4 podem-se verificar as diferentes fontes geradoras, responsáveis pela variação na composição dos resíduos, o que pode ser potencializado em determinados períodos em função de variáveis como a época do ano, condições da economia, incentivo a determinadas obras civis, condições climáticas determinadas pelas estações do ano e etapa da construção.

**Tabela 04.** Fonte geradora de RCD no Brasil (%)

Componentes	Trabalhos rodoviários	Escavações	Sobras de demolições	Obras diversas	Sobras de limpeza
Concreto	48	6,1	54,3	17,5	18,4
Tijolo	-	0,3	6,3	12,0	5,0
Areia	4,6	9,6	1,4	3,3	1,7
Solo, poeira, lama	16,8	48,9	11,9	16,1	30,5
Rocha	7,0	32,5	11,4	23,1	23,9
Asfalto	23,6	-	1,6	1	0,1
Metais	0,5	3,4	6,1	4,4	-
Madeira	0,1	1,1	1,6	2,7	3,5
Papel/material	-	1,0	1,6	2,7	3,5
Outros	-	-	0,9	0,9	2,0

**Fonte:** IPEA (2012).

Destaca-se, segundo dados da Tabela 4, a presença de solo entre 11 a 48% na composição de RCD gerados no Brasil, o que justifica a utilização dos mesmos em obras geotécnicas ou de recuperação de solos, fato corroborado por Santos (2007). No entanto, inviabiliza em certa medida a utilização dos resíduos na composição de artefatos de cimento ou concreto estrutural em obras de engenharia. Entretanto, restos de solo, poeira ou lama estão de acordo com a classificação proposta pela Resolução CONAMA 307/2002 (BRASIL, 2002) para RCD classe A.

No mesmo sentido, a presença de solos, devido a obras de escavação ou terraplenagem, também contribui para elevados teores de solos em RCD em países mais desenvolvidos da Europa, atingindo percentuais de 25 a 85% (SANTOS, 2007). Sua geração se deve a processos de lavagem e/ou trituração, em usinas de reciclagem, onde são segregados como material “fino”, de menor granulometria. Etapas de trituração e lavagem são essenciais para tornar inerte parte do RCD como agregado reciclável. Na base úmida o processo é mais comumente empregado para remover impurezas dos agregados e reduzir a poluição do ar (REIS et al., 2020), gerando um lodo a ser submetido a filtros prensa, sendo o efluente descartado sem tratamento prévio após simples ajuste de pH.

### 3.2.3 Legislação e Normas aplicadas à gestão de RCD

Em nível nacional existem no Brasil vários diplomas legais vigentes os quais versam sobre a gestão de RCD, como segue:

- Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002: Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil;
- Resolução CONAMA nº 348 De 16 de agosto de 2004: Altera resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigoso;
- Lei Federal nº 12.305/2010: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providencias;
- Lei federal nº 9.605/1998 (Lei de crimes ambientais): Dispõem sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providencias.

No referente a Normas Técnicas brasileiras cita-se:

- NBR 10.004 – Resíduos sólidos – Classificação;
- NBR 15.112 – Resíduos da construção civil e resíduos volumosos- área de transbordo e triagem – diretrizes para projetos, implantação e operação;
- NBR 15.114 - Resíduos sólidos da construção civil- áreas para reciclagem- diretrizes para projetos, implantação e operação;
- NBR 15.115 – Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - execução de camada de pavimentação – procedimentos;
- NBR 15.116 - Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil – utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural – requisitos.

Em nível internacional também existe grande preocupação com a gestão de RCD, com ênfase na reutilização e reciclagem, embora ainda persista o baixo índice de reciclagem, com exceção de alguns países da Europa (MENEGAKI & DAMIGOS, 2018).

Na América Latina persistem ainda inúmeras dificuldades, por fatores econômicos, sociais e culturais, embora o Brasil seja o primeiro país a adotar uma legislação de gestão de RCD (SUAREZ-SILGADO et al., 2018).

No Equador, a proteção ambiental está prevista na Constituição de 2008, sendo assim recente, e especifica a gestão de resíduos na Lei de Gestão Ambiental de 2012 (VEINTIMILLA, 2017).

Na Costa Rica a Lei n. 8.839/2010 (Gestão Integrada de Resíduos) foi criada em 2010 (CALVO, 2017). A gestão integrada de resíduos na Costa Rica propõe um modelo semelhante ao brasileiro, privilegiando a não geração e culminando com o

reuso e reciclagem, para posteriormente dispor de maneira adequada os rejeitos (CALVO, 2017).

Colômbia apresenta diferentes legislações municipais para gestão integrada de RCD, destacando-se as cidades de Medellín, Bogotá, Cali e Ibagué (SUÁREZ-SILGADO et al., 2018).

Na Europa, especificamente na Holanda, desde 1997 há aplicação de restrições e proibições sobre aterros de RCD, bem como em Flandres, desde 1998. Na Alemanha o RCD não pode ser enviados a aterros, e na Áustria há obrigação de separar e reciclar RCD desde 1993. Na Suécia há proibição de aterro de resíduos perigosos e combustíveis desde 2002 e resíduos sólidos desde 2005, incluindo RCD (SUÁREZ-SILGADO et al., 2018).

Desta forma, segundo Suárez-Silgado et al. (2018) em alguns países há a imposição de impostos para o descarte de RCD, a exemplo de Hong Kong, que desde 2005 cobra impostos pela disposição. Na França, Dinamarca, Holanda, Suécia, Finlândia, Bélgica, Áustria, Itália e França também há cobrança de impostos para disposição de RCD como medida de restrição à disposição em aterros, em uma tentativa de desestimular a geração e descarte irregular dos resíduos, priorizando a recuperação de materiais. Os autores ainda destacam países como Dinamarca e Grã Bretanha, onde foram promulgados planos de impostos sobre recursos naturais com fins de diminuir a diferença de custo entre reciclar e extrair matéria prima da natureza. Segundo os autores, a concessão de benefícios e subsídios também podem recompensar as atividades de reciclagem, sendo adotada em alguns países como Holanda.

#### **3.2.4 Potencial da utilização de RCD “classe A” na produção de solos**

O uso de RCD classe A na recuperação de áreas degradadas é pouco relatado na literatura especializada (REIS et al., 2020; LASSO, 2011).

Lasso (2011) desenvolveu experimento envolvendo RCD classe A como corretivo de pH e condicionador de solo para fins agrícolas com bons resultados.

Fernandez-Naranjo et al. (2016) avaliaram a utilização de RCD na Espanha no fechamento de cavas de mineração de acordo com normas da União Européia, em função de uma nova diretriz daquela nação para destinação destes resíduos em áreas de mineração, encontrando viabilidade técnica e ambiental, ressaltando

apenas o elevado teor de sulfatos no RCD, recomendando a adoção de técnicas de impermeabilização geotécnica com fins de evitar a percolação.

Mejía-Restrepo, Osorno-Bedoya & Osório-Vega (2015) caracterizaram e avaliaram RCD como opção de recuperação de solos urbanos na Colômbia, concluindo pela viabilidade técnica e ambiental mediante aprofundamento das técnicas de caracterização e reciclagem destes resíduos.

Murcia et al. (2007) utilizaram RCD em consórcio com resíduo de marmoraria e lodo de esgoto em solos degradados por mineração na Espanha, relatando o aumento da colonização por fungos e bactérias no solo em estudo.

López-Uceda (2018) utilizaram RCD na proporção de 25, 50 e 75% em volume, em conjunto com substrato comercial na construção de telhados verdes e obtiveram resultados de lixiviação de metais tóxicos em teores abaixo do permitido pelas normas ambientais da União Européia.

Reis et al. (2020) concluíram que o efluente de estação de tratamento de usinas de reciclagem de RCD são materiais promissores como adsorventes de fosfato a baixo custo, pois contêm muitos óxidos e compostos de cálcio alcalino, que são eficazes na captura de fosfato, concluindo que a parte inerte do RCD pode ser usada como um adsorvente de recuperação de fosfato eficaz e de baixo custo, sendo uma vantagem para uma ampla aplicação na agricultura. No entanto, os autores reforçam que aspectos relacionadas ao monitoramento da presença de metais tóxicos devem ser melhor abordados e monitorados, bem como a variação do pH dos solos.

RCD também têm sido objeto de estudo como material adsorvente, com fins de remoção de metais tóxicos de efluentes, bem como componente para aterros de pasta cimentada em áreas de mineração subterrânea (WANG & CHEN, 2017; KUMARA et al., 2017; YILMAZ & ERCIKDI, 2021).

Assim, todos os pesquisadores citados reafirmam a necessidade de aprofundamento nas questões ambientais, especialmente no potencial de contaminação, proporcionado pelo RCD dado a sua grande heterogeneidade e composição abundante em metais tóxicos, a fim de evitar risco de bioacumulação e biomagnificação nos ecossistemas associados.

### 3.2.5 Contaminantes potencialmente perigosos

Devido a grande variação na geração e a heterogeneidade de resíduos que compõe o RCD existe a preocupação com a concentração de possíveis contaminantes (SCHAEFER et al., 2007; TOWNSEND et al., 2004; RAMALHO & PIRES, 2009; FILIZOLA, GOMES & SOUZA, 2006; FERNADEZ-NARANJO et al., 2016; REIS et al., 2020).

Townsend et al. (2004) relataram alto nível de metais tóxicos em RCD. No mesmo sentido Ramalho & Pires (2009) identificaram elementos perigosos em RCD reciclados em São Carlos – SP. Ainda, segundo Schaefer et al. (2007), metais tóxicos lixiviaram de RCD composto por argamassas, sendo Cu, Zn e Cd encontrados em maior concentração, sendo os valores encontrados superiores ao recomendado pela diretiva europeia 98/83/EC (CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 1998). No mesmo sentido, Yu et al. (2018) relatou lixiviação de metais tóxicos acima do permitido pela norma ambiental chinesa, em estudo de caracterização da composição por metais tóxicos em RCD na China.

Fernandez-Naranjo et al. (2016); Yu et al. (2018) e Reis et al. (2020) recomendam que toda utilização de RCD deve preceder a avaliação do potencial de contaminação e bioacumulação, antes da sua utilização como recuperador de solos.

O acúmulo de metais tóxicos em solos gera grande preocupação quanto aos aspectos ambientais. Esses elementos tóxicos podem contaminar diretamente os organismos do solo, além de sua disponibilidade às plantas em níveis fitotóxicos, como, ainda, a possível transferência para a cadeia alimentar, por meio das próprias plantas, ou pela contaminação das águas superficiais ou subterrâneas (SILVA; VITTI & TREVIZAM, 2007). No mesmo sentido, demais resíduos utilizados em consórcio devem ser analisados, a exemplo da casca de Eucalipto compostada (CEC) utilizada no presente trabalho.

### 3.2.6 Casca de Eucalipto compostada como fonte de matéria orgânica na formulação de solos produzidos

A casca de Eucalipto (*Eucalyptus sp.*) é um resíduo gerado como subproduto da atividade de silvicultura, principalmente destinado à indústria de celulose. A casca de Eucalipto representa de 10 a 20% do volume das toras, sendo um resíduo problemático por seu volume e deficiência na utilização como matéria prima nas

caldeiras, pois o mesmo esbarra em problemas técnicos, tais como o adequado teor de umidade e alto teor de cinzas (STAPPE & BALLONI, 1988). Como solução à destinação final do resíduo foi desenvolvida a compostagem deste material residual, o qual é comercializado como substrato condicionador de solos.

Carvalho et al. (2002) obtiveram êxito na compostagem de resíduos industriais de celulose consorciados com 25% de casca de Eucalipto obtendo estabilização acelerada do material (Relação C/N mais baixa) e homogeneização.

No Brasil o cultivo de Eucalipto ocupa 5,7 milhões de hectares e são gerados anualmente 200.000 m<sup>3</sup> de resíduos de Eucalipto, incluindo serragem e casca (IBÁ, 2019). Este material pode ser compostado para fins de utilização na produção de mudas para própria atividade de silvicultura ou como condicionador de solos na agricultura.

Segundo a Resolução CONAMA 481/2017 (BRASIL, 2017) compostagem pode ser definida como:

(...) processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem;

E composto, como:

(...) produto estabilizado, oriundo do processo de compostagem, podendo ser caracterizado como fertilizante orgânico, condicionador de solo e outros produtos de uso agrícola;

O composto produzido pode atuar como fonte de matéria orgânica, a qual em solos tem a função de condicionador, ou seja, manter a umidade do solo e potencializar o desenvolvimento e manutenção da biota no mesmo. Além, a matéria orgânica não é essencialmente um fertilizante em forma orgânica, mas sim um condicionador biofísico do solo que recupera sua porosidade. Desta forma, por possuir baixa densidade em relação aos minerais, reduz a densidade aparente do solo.

Quando a matéria orgânica é humificada, ou seja, decomposta por organismos vivos: bactérias, fungos e protozoários; traz mais benefícios, aumentando a capacidade de troca de cátions do solo (CTC) e o poder tampão. Assim, o efeito da matéria orgânica depende de um manejo adequado, sendo necessário que seja aplicada superficialmente e não em profundidade.



Os efeitos da aplicação de resíduos industriais ao solo são conhecidos há longo tempo. No entanto para que a aplicação seja exitosa há necessidade de correção do pH. Fassbender (1986) cita que em pH abaixo de 5,2 a atividade da matéria orgânica no solo é pequena, em virtude dos sesquióxidos de ferro e alumínio diminuir as cargas negativas líquidas e dos grupos funcionais no complexo de troca não se ionizarem.

Desta forma, no processo de compostagem, há transformação através da ação dos micro-organismos, dos resíduos vegetais e/ou animais ricos em matéria orgânica e com alta relação C/N em produtos/fertilizantes orgânicos estáveis e humificados, com baixa relação C/N.

Ressalta-se que a aplicação de resíduos com alta relação C/N diretamente no solo pode prejudicar o desenvolvimento inicial das plantas, pois os micro-organismos utilizarão o nitrogênio do solo para decompor a matéria orgânica, a qual é pobre nesse elemento, resultando em *déficit* para o desenvolvimento vegetal (CARVALHO et al., 2002).

Guerrini, Corradini & Valle (2000) relatam que a aplicação de resíduos de celulose sem o devido processo de compostagem, em solo arenoso para cultivo de Eucalipto, promoveu melhorias nas propriedades físicas do solo, aumentando o tamanho dos agregados e a retenção de água, no entanto, prejudicando o crescimento do Eucalipto devido à falta de nitrogênio no início do seu desenvolvimento. O mesmo fenômeno foi relatado por Stappe & Balonni (1988) com aplicação de casca de Eucalipto nas dosagens de 10, 20 e 30 t ha<sup>-1</sup> diretamente ao solo, em experimento em solo arenoso, concluindo que a utilização de casca sem sua prévia compostagem e correção do pH não foi favorável ao crescimento da floresta de Eucalipto cultivada.

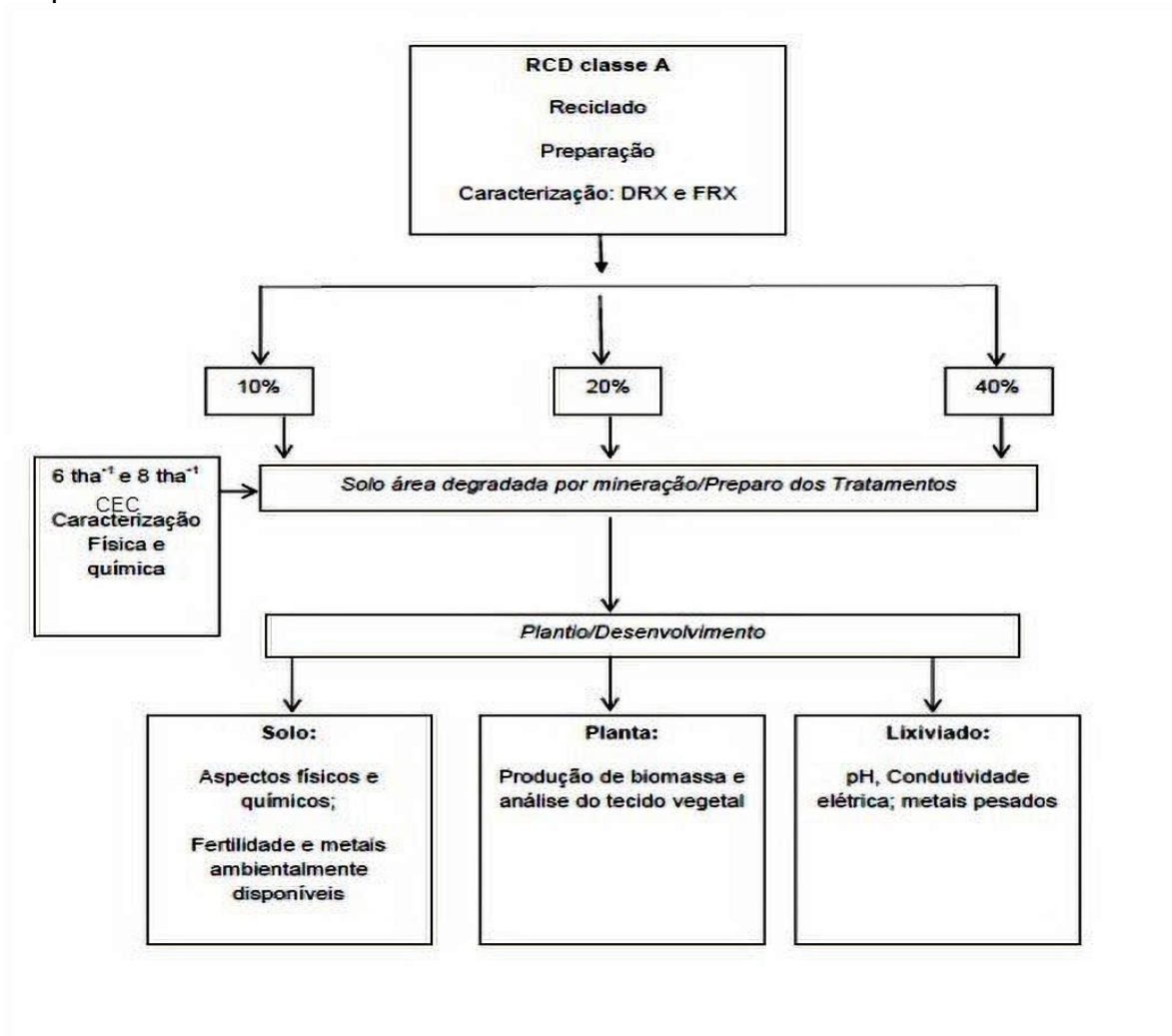
Assim, a aplicação de RCD em consórcio com casca de Eucalipto compostada pode potencializar a disponibilidade de nutrientes e minerais presentes nos dois resíduos junto ao solo produzido pela elevação do pH, devido aos teores de cálcio e magnésio presentes no RCD.

#### 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para a execução do presente trabalho foram caracterizados química e mineralogicamente os resíduos de construção civil e demolição classe A (RCD) coletados em uma central de reciclagem de RCD no período de 12 meses (outubro de 2018 a outubro de 2019) a fim de proporcionar uma amostragem mais representativa em um espaço temporal, com finalidade de avaliar seu uso potencial na recuperação de solos degradados por mineração.

Através de técnicas de difração de raios-X (DRX) e fluorescência de raios-X (FRX) foi determinada a presença e quantidade de minerais, tais como quartzo, calcita e elementos traço. O RCD classe A foi consorciado com casca de Eucalipto compostada em diferentes dosagens em conjunto com Cambissolo háplico eutrófico, proveniente de área de empréstimo, gerando substrato, no presente trabalho denominado de solo produzido. Neste solo produzido foi cultivado exemplares de *Aveia preta (Avena strigosa)*, variedade comercial, como planta bioindicadora da potencial toxicidade dos resíduos e indicadora da recuperação da fertilidade do solo conforme detalhamento sintético das etapas descrito na Figura 12.

**Figura 12.** Fluxograma das etapas de preparação dos materiais e execução da pesquisa



#### 4.1 SELEÇÃO DE MATERIAIS E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SUBSTRATO

Os materiais utilizados neste estudo foram:

- Substrato principal: Resíduo de Construção Civil e Demolição (RCD) classe A reciclado;
- Fonte de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica: Casca de Eucalipto compostada;
- Solo controle: Solo de área de mineração de argila
- Componente base para solo produzido: Solo de área degradada por mineração de argila e itens a e b em consórcio;

- e) Semente: Semente de variedade comercial de forrageira aveia preta (*Avena strigosa*);
- f) Água deionizada para irrigação.

Para a realização do experimento foi gerado uma simulação em escala reduzida, do processo de recuperação de áreas degradadas por mineração de argila a partir da produção e utilização de substrato formado por RCD classe A, reciclado e devidamente segregado de acordo com Resolução CONAMA 307/2002 (BRASIL, 2002), amostra obtida de acordo com norma NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004).

O RCD não foi beneficiado, apenas colhido após cominuição na fração granulométrica final obtida na usina (fração areia grossa: 0,2-2,0 mm), a fim de proporcionar uma reação mais lenta no processo de decomposição em solo e evitar compactação.

O solo a ser utilizado na simulação de área degradada por mineração de argila foi coletado em local próximo a área de mineração de argila vermelha no município de Feliz, RS (Figura 13). Este solo foi classificado quanto à sua tipologia, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) proposto pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) como Cambissolo Háplico eutrófico típico (EMBRAPA, 2006).

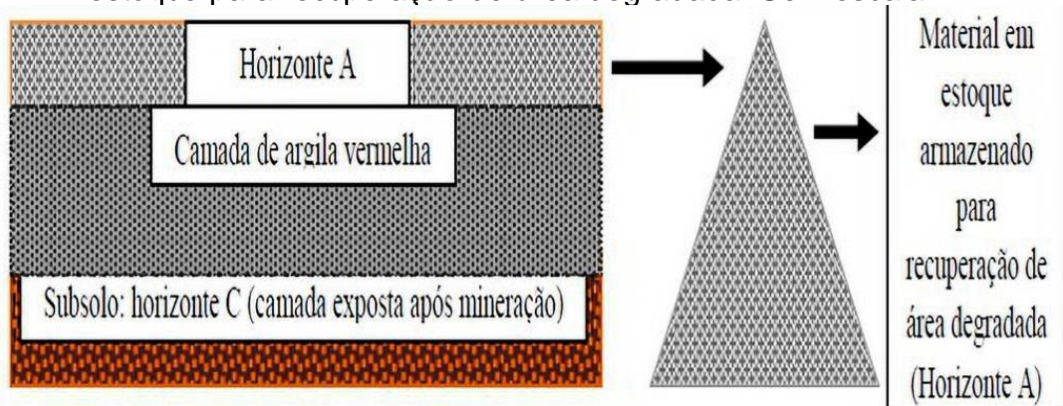
**Figura 13.** Detalhe da amostra de solo coletado no município de Feliz, RS



**Fonte:** Autor (2020).

Foi gerado um substrato, no presente trabalho denominado de “solo produzido” pelo consorciamento de RCD e solo proveniente do horizonte B de área de empréstimo de solo, no município de Feliz, RS. A Figura 14 representa sinteticamente os horizontes e camadas de extração de argila e o estoque de material proveniente do horizonte A, geralmente utilizado no processo de recuperação de áreas degradadas.

**Figura 14.** Horizontes e camadas em área de extração de argila e material em estoque para recuperação de área degradada. Sem escala



Fonte: Autor (2020).

#### 4.2 COLETA E AMOSTRAGEM DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL

Foram coletadas três amostras de 20 kg de RCD, de acordo com norma NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004), na central de reciclagem de resíduos de construção e demolição 3R'S Reciclagem, em Criciúma, SC, Brasil, município de 215.186 habitantes (IBGE, 2020), polo industrial e mineral do Estado de Santa Catarina (SC), na região Sul do Brasil.

As coletas ocorreram durante o período de um ano (a cada quatro meses), com finalidade de obter uma amostra final com maior representatividade no período amostrado.

Ressalta-se que a usina de reciclagem opera produzindo RCD reciclado a partir de resíduos “classe A”, segundo Resolução CONAMA 307/2002 (BRASIL, 2002), de forma mista, isto é, material chamado “cinza” (constituído de concreto e argamassa) e material chamado “vermelho” (cerâmica, blocos cerâmicos, tijolos), o que se traduz em maior vantagem no presente trabalho, pois os dois resíduos resultam em único produto já homogeneizado (Figura 15).

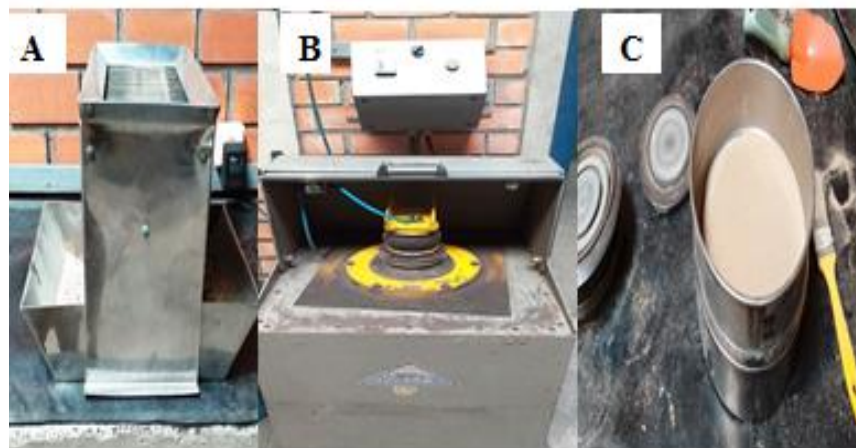
**Figura 15.** Usina de reciclagem de resíduos de construção civil 3R'S Reciclagem em Criciúma, SC



**Fonte:** Autor (2018).

Após a coleta, secagem em estufa a 100°C durante 24 horas, as amostras foram quarteadas (separados 30 g), após processadas em moinho orbital, tamisadas em peneira de 200 *mesh* e enviadas, após novo quarteamento (5 g), para o Laboratório de Geotecnia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), para definição dos minerais na forma de óxidos, através das técnicas de fluorescência de raios-X (FRX) e caracterização mineralógica por meio de difração de raios-X (DRX), sendo o restante do RCD reservado para a execução da presente pesquisa (Figura 16).

**Figura 16.** Detalhe do quarteamento (A), moagem em moinho orbital (B) e peneiramento em peneira de 200 mesh (C)



**Fonte:** Autor (2019).

Através de técnicas de difração de raios-X (DRX) e fluorescência de raios-X (FRX) foi determinada a presença e quantidade de minerais.

#### 4.3 ANÁLISE DE DRX

Para a caracterização química por meio de análise por difração de raios-X (DRX) foi utilizado o método do pó. Na amostra em pó o material pulverizado ou desagregado é depositado em um porta amostra específico para pó, procurando-se preservar a desorientação das partículas onde todos os minerais ou estruturas cristalinas são analisados.

Os minerais e/ou fases cristalinas foram identificados através da medida das distâncias interplanares (valores de “*d*”) e das intensidades relativas dos picos nos difratogramas.

A DRX foi realizada em um difratômetro de raios-X marca Siemens (BRUKER AXS), modelo D-5000 ( $\theta$ - $2\theta$ ) equipado com tubo de ânodo fixo de Cu ( $\lambda = 1.5406 \text{ \AA}$ ), operando a 40 kV e 25 mA no feixe primário e monocromador curvado de grafite no feixe secundário.

#### 4.4 ANÁLISE DE FRX

Na Fluorescência de Raios-X (FRX) as amostras em pó foram analisadas no intervalo angular de 15 a 75°  $2\theta$  em passo de 0.05°/1s utilizando-se fendas de divergência e anti-espalhamento de 2 mm e 0.2 mm no detector.

Para os elementos maiores o preparo da amostra foi realizado através da técnica em amostra fundida; já os elementos menores, o preparo da amostra se deu pelo método da pastilha prensada. A presença de voláteis foi avaliada através de técnicas gravimétricas e está representada por LOI (*Loss On Ignition*). O espectrômetro de fluorescência de raios-X (FRX) utilizado foi o modelo RIX 2000 da marca Rigaku®.

#### 4.5 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO

As amostras de solo foram coletadas e enviadas para análise granulométrica (textura), de matéria orgânica e química: pH, macro e micronutrientes, saturação por bases<sup>1</sup>, capacidade de troca de cátions (CTC)<sup>2</sup>, soma de bases trocáveis (SB)<sup>3</sup>

Para uma maior efetividade da amostragem, parcelas de áreas similares quanto à topografia, condição de drenagem, cor do substrato, profundidade, manchas, erosão e quaisquer outros atributos suspeitados como relevantes foram primeiramente identificados. Após a área foi dividida com base nas semelhanças e nas diferenças visualmente encontradas. Foi coletada da parcela de um hectare (100 m x 100 m) uma amostra composta.

A amostra composta foi formada pela mistura de dez amostras simples. O procedimento consistiu em caminhar em zigue-zague por um hectare de uma parcela previamente delimitada e retirados cerca de 500 g de substrato de cada ponto de amostragem. As dez amostras simples foram misturadas em um vasilhame (balde) limpo e uma porção de aproximadamente 1,0 kg de substrato foi retirada. Essa porção de substrato formada pela mistura das dez amostras simples foi chamada de amostra composta. A amostra composta foi armazenada em embalagem plástica e enviada para análise físico-química de solos no laboratório de solos da UFRGS.

#### 4.6 CASCA DE EUCALIPTO COMPOSTADA

Como fonte de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio foi utilizado o composto industrializado de casca de Eucalipto compostada adquirida junto à empresa Vida, localizada em Nova Santa Rita, RS, empresa devidamente cadastrada junto ao Ministério de Agricultura e Pecuária (MAPA), associada à Empresa Celulose Riograndense. O composto, neste trabalho é denominado CEC (casca de Eucalipto compostada). Os parâmetros garantidos pelo fabricante foram:

<sup>1</sup> Proporção de cátions básicos trocáveis em relação à capacidade de troca determinada a pH 7; a expressão alta saturação se aplica a solos com saturação por bases igual ou superior a 50% : Eutrófico, e baixa saturação para valores inferiores a 50% : Distrófico. Esta característica está relacionada diretamente à fertilidade natural do solo onde os atributos Eutrófico: alta fertilidade e Distrófico: baixa fertilidade indicam a necessidade ou não de adubação para uso agrícola.

<sup>2</sup> Quantidade total de cátions retidos à superfície de solos ou argilas em condição permutável:  $Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + H^{+} + Al^{3+}$ .

<sup>3</sup> Soma dos teores de cátions permutáveis, exceto  $H^{+}$  e  $Al^{3+}$ :  $SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K$ .



- Densidade seca: 400 kg/m<sup>3</sup>;
- Condutividade Elétrica: 0,9 mS cm<sup>-1</sup>;
- Capacidade de Retenção de Água (CRA m/m): 130%;
- pH: 8;
- Umidade máxima: 50%.

A CEC não foi submetida à análise elementar por meio de FRX, considerando a predominância de material orgânico, contabilizando a perda ao fogo.

Para execução do experimento foi adicionado a cada réplica a dosagem de 6 e 8 t ha<sup>-1</sup> de CEC em consórcio com 10, 20 e 40% em massa de RCD classe A ao solo, além de dois tratamentos com 6 e 8 t ha<sup>-1</sup> de casca de CEC em consórcio com solo.

#### 4.7 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E METODOLOGIA DE EXECUÇÃO DA PESQUISA

O delineamento experimental foi conduzido com três repetições por tratamento. O experimento foi inteiramente casualizado no esquema 2x3+2+1. Foram estabelecidos três repetições para cada consorciação de RCD: subsolo de área degradada com três doses de RCD (10, 20 e 40% em massa de solo) obtido junto a área de empréstimo, próximo de unidade de mineração de argila; além de um tratamento adicional, exclusivamente com solo preservado, de origem do horizonte B, da mesma área de extração do solo, que serviu como controle.

Foram consorciados a estes tratamentos, doses de 6 e 8 t.ha<sup>-1</sup> de CEC como fonte de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, além da capacidade de condicionador físico do solo.

Assim, foram estabelecidos 9 tratamentos, incluindo o tratamento controle, todos com três repetições, resultando em 27 parcelas, conforme Quadro 2.

**Quadro 2.** Delineamento amostral composto por 9 tratamentos e 27 parcelas:

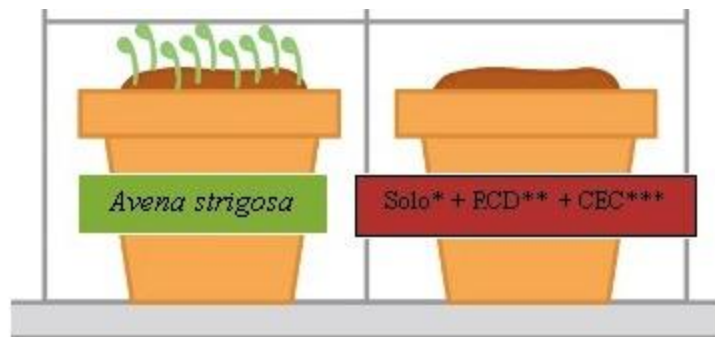
Solo + 0% RCD + 0 t.ha <sup>-1</sup> CEC (Controle)	Solo + 6 t.ha <sup>-1</sup> CEC	Solo + 8 t.ha <sup>-1</sup> CEC
Solo + 10% RCD + 6 t.ha <sup>-1</sup> CEC	Solo + 20% RCD + 6 t.ha <sup>-1</sup> CEC	Solo + 40% RCD + 6 t.ha <sup>-1</sup> CEC
Solo + 10% RCD + 8 t.ha <sup>-1</sup> CEC	Solo + 20% RCD + 8 t.ha <sup>-1</sup> CEC	Solo + 40% RCD + 8 t.ha <sup>-1</sup> CEC

CEC: Casca de Eucalipto compostada; RCD: Resíduos de Construção e Demolição classe A. Percentual de RCD em massa de solo. Tratamentos e amostra controle com três repetições.

Após esta etapa, o RCD, a CEC e solo seco após exposição ao sol foram homogêneos e acondicionados em recipientes para cultivo de plantas (vasos de poliestireno com capacidade para 8 litros), de acordo com a dosagem definida para cada tratamento.

A representação da organização experimental das unidades amostrais pode ser visualizada na Figura 17.

**Figura 17.** Representação ilustrada do processo de produção de solos para recuperação de área degradada por mineração em escala reduzida e cultivo de *Avena strigosa* como bioindicador



\*Solo de área de empréstimo; \*\*Resíduo de construção e demolição classe A reciclado em diferentes dosagens conforme metodologia descrita; \*\*\*Casca de Eucalipto compostada em diferentes dosagens conforme metodologia descrita.

#### 4.8 CULTIVO DE ESPÉCIE VEGETAL BIOINDICADORA

Foi cultivada Aveia preta (*Avena strigosa*) como planta indicadora da qualidade do substrato e potencial de regeneração vegetal (Figura 18). A aveia preta é uma planta exigente quanto à fertilidade do solo e quanto ao pH, propícia para a avaliação proposta. Foram monitorados os seguintes indicadores: crescimento foliar, crescimento radicular, massa seca total e teor de contaminantes no tecido foliar, de acordo com a metodologia EPA 3050 (USEPA, 1996).

**Figura 18.** Detalhe das sementes de Aveia preta (*Avena strigosa*)



**Fonte:** Autor (2020).

As plantas foram cultivadas em casa de vegetação, no mês de abril de 2020, na Escola Técnica Bom Pastor, no município de Nova Petrópolis, RS, a partir de sementes obtidas junto ao comércio varejista especializado. Foram semeadas quinze sementes por réplica e irrigadas diariamente até capacidade de campo. Quando os exemplares germinaram, foram escolhidos os oito melhores, sendo eliminados os demais.

Para definição da capacidade de campo foi adotada a metodologia do torrão separado pela frente de molhamento (TSFM) conforme descrito por Lasso (2011), a partir da separação de amostra de 150 g de solo em um béquer de 500 mL, adicionando-se 2 mL de água destilada por 40 segundos. Após a repetição do experimento em três réplicas o torrão úmido foi separado do resto do solo pela frente de molhamento e colocado em uma placa de Petri e levado à estufa a 100 °C, por 24 horas. O torrão foi pesado, e a capacidade de campo calculada pela diferença entre as amostras úmida e seca. O valor obtido para a capacidade de campo foi denotado em  $m^3 \cdot m^{-3}$ .

#### 4.9 MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DO LIXIVIADO

Para avaliação do conteúdo percolado foram coletadas amostras de lixiviado aos 60 dias de cultivo, por meio da técnica de colunas de lixiviação, a fim de averiguar o potencial de contaminação ambiental do solo e possível contaminação

de recursos hídricos, sendo determinados a condutividade elétrica, pH e teor de metais tóxicos biodisponíveis: bário, cromo e chumbo conforme EPA 3050 (USEPA, 1996).

Para a coleta de lixiviado, após o crescimento e desenvolvimento das plantas de *Avena strigosa*, foram montadas colunas de lixiviação, a partir de tubos de PVC de 100 mm de diâmetro, com 1,2 m de comprimento, dotados de malha dupla de *nylon* em sua base, a fim de evitar a passagem de solo ou substrato para recipiente de coleta de lixiviado, conforme se visualiza na Figura 19.

Para cada parcela de tratamento, foi montada uma coluna de lixiviação devidamente identificada. O solo dos vasos de cultivo foi desmontado, o solo produzido homogeneizado, peneirado e acondicionado nas colunas, sendo irrigados com água deionizada inicialmente até a capacidade de campo, para efeitos de saturação, após irrigados por gotejamento, simulando uma precipitação de 200 mm dia<sup>-1</sup>, sendo o lixiviado coletado em recipiente anexo ao final da coluna, após, filtrado com papel filtro e acidificado com HNO<sub>3</sub>.

O lixiviado coletado e filtrado foi vertido em vidros com capacidade para 1,3 litros e armazenado em refrigeração até o momento da análise, totalizando 1 litro para cada parcela do experimento. Na coleta, os vidros foram lavados previamente com HNO<sub>3</sub> na proporção de 1:1 e após a coleta, o lixiviado foi acidificado com HNO<sub>3</sub> até atingir pH < 2.

**Figura 19.** Coluna de lixiviação. Em detalhe malha de nylon e recipiente de coleta de lixiviado anexo à coluna de lixiviação



**Fonte:** Autor (2020).

O conteúdo do material lixiviado foi encaminhado à Central Analítica, do Instituto de Química da UFRGS - (IQA). Foram determinadas as concentrações de Ba, Cr e Pb.

No IQA-UFRGS as amostras de percolado foram homogeneizadas por inversão e alíquotadas dos seus frascos originais, e realocadas em tubos de polipropileno, tipo falcon, de 50 mL. Cada amostra foi alíquotada em triplicata. Após foram submetidas à centrifugação durante 5 minutos a 3000 rpm, a fim de promover a separação de sólidos suspensos e a fase aquosa (de interesse). As amostras foram realocadas em novos tubos tipo falcon de 50 mL e mantidas sob refrigeração por 16 horas até análise por Espectrometria de Absorção Atômica por Chama. Foram adicionados cloreto de amônio (2% m/v), cloreto de cézio (1% m/v) e cloreto de lantânio (1% m/v). A adição de cloreto de amônio foi feita para minimizar possíveis efeitos de interferência de ferro à determinação de cromo, enquanto os demais reagentes foram adicionados com o intuito de minimizar a ionização do analito bário e a interferência de fosfatos à determinação do mesmo analito.

#### **4.9.1 Avaliação das plantas bioindicadoras**

As plantas de *Avena strigosa* foram avaliadas quanto ao crescimento, após 60 dias do plantio, por meio de medidas de altura das folhas (cm) e da massa de matéria seca da parte aérea e do sistema radicular (g). O material foi lavado com água deionizada, seco e colocado em envelopes de papel, levados à estufa a 60°C por cinco dias e pesados para verificação da massa seca da parte aérea e do sistema radicular.

As amostras foram encaminhadas ao IQA-UFRGS, onde foram picadas manualmente e trituradas utilizando moinho de facas (IKA - Moinho analítico básico A 11), através de contato com as amostras em dez ciclos de 10 segundos. Após foram secas em estufa por 24 h à 60 °C e, então, mantidas em dessecador. As amostras foram pesadas diretamente nos frascos de PTFE utilizados para decomposição das mesmas e foram decompostas por via úmida através de sistema fechado assitido por micro-ondas. Basicamente, cerca de 500 mg de amostra foi pesada em um tubo PTFE (Sistema Easy Prep Mars 6 - CEM), então 6 mL de HNO<sub>3</sub> (ACS, 65% m/v) foram adicionados e a mistura foi pré-digerida em bloco aberto, à 60 °C durante 30 minutos. Esta etapa foi realizada para evitar a formação de gases em

excesso dentro do sistema fechado, evitando também possibilidade de explosões. Após a pré-digestão, 1 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi adicionado e a amostra deixada em repouso por 10 minutos. Após, o sistema foi adequadamente fechado e levado ao forno de micro-ondas (modelo Mars 6 - CEM). As misturas foram aquecidas até 160 °C durante 20 min e mantidas nesta temperatura por 30 minutos. Então as amostras foram resfriadas ao ar durante uma hora e, então, os frascos foram abertos. As amostras foram transferidas para tubos de polipropileno de 50 mL e avolumadas à 25 mL, utilizando soluções de cloreto de amônio, cloreto de cézio e cloreto de lantânio em concentrações adequadas para alcançar as concentrações finais de 2 % (m/v), 1 % (m/v) e 1 % (m/v), respectivamente. As amostras foram centrifugadas por 5 minutos a 3000 rpm, a fim de separar a fase aquosa e o corpo de fundo, sendo as amostras transferidas para novos tubos de polipropileno de 50 mL e mantidas sob refrigeração até análise.

As amostras foram analisadas através da técnica de Espectrometria de Absorção Atômica com Chama (Flame Atomic Absorption Spectrometry – FAAS), em equipamento Perkin-Elmer - AAnalyst 200, utilizando lâmpadas de cátodo oco (LUMINA™ Hollow Cathode Lamp – Perkin-Elmer).

Amostras de cromo foram analisadas em modo chama ar - acetileno nas vazões de 10 e 3,75 L min<sup>-1</sup>, respectivamente. As amostras foram introduzidas utilizando sistema de nebulização sem utilização de espaçador. As medidas foram realizadas no comprimento de onda 357,87 nm sem uso de corretor de fundo (modo AA), utilizando queimador de 10 cm de comprimento.

As amostras de chumbo foram analisadas em modo chama ar - acetileno nas vazões de 10 e 3,5 L min<sup>-1</sup>, respectivamente. As amostras foram introduzidas utilizando sistema de nebulização com utilização de espaçador. As medidas foram realizadas no comprimento de onda 283,31 nm com uso de corretor de fundo (modo AA-BG), utilizando queimador de 10 cm de comprimento.

Amostras de bário foram analisadas em modo chama óxido nitroso - acetileno nas vazões de 8,2 e 6,2 L min<sup>-1</sup>, respectivamente. As amostras foram introduzidas utilizando sistema de nebulização com utilização de espaçador. As medidas foram realizadas no comprimento de onda 553,55 nm sem uso de corretor de fundo (modo AA), utilizando queimador de 5 cm de comprimento.

Para análise da constituição mineal do tecido vegetal foram determinados teores de P, Cu, Zn, Ca, Mg, Fe e Mn por digestão nítrico – perclórica de acordo com

metodologia proposta por Malavolta, Vitti & Oliveira (1997) no laboratório de solos da Universidade de Caxias do Sul-UCS.

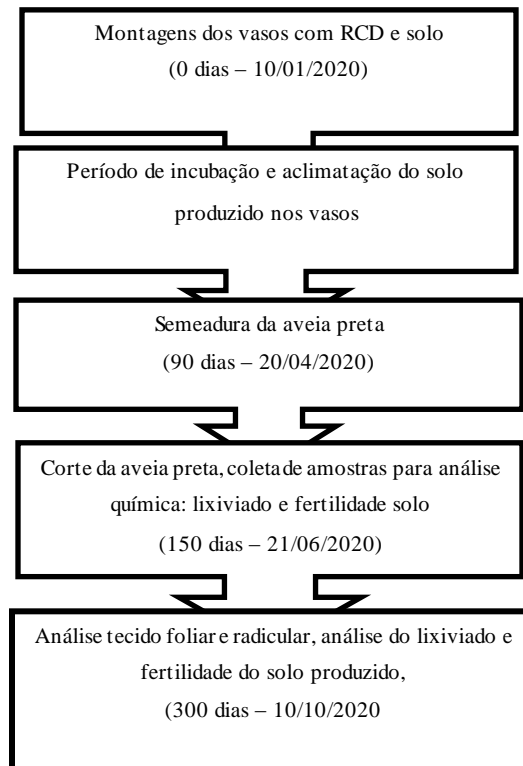
As concentrações dos metais tóxicos foram analisadas estatisticamente e comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, mediante o Software ASSISTAT®.

#### **4.9.2 Avaliação do solo produzido**

O substrato, após a colheita dos exemplares de *Avena strigosa*, ao sessenta dias de cultivo, sem raízes, foi peneirado (malha de 2 mm) e homogeneizado. Amostras compostas foram preparadas, a partir de amostras simples coletadas em todas as unidades experimentais (repetições) de um mesmo tratamento sendo preparadas para análise de determinação dos parâmetros físicos e químicos do substrato (CTC, saturação por bases, pH, saturação por alumínio, matéria orgânica, textura, micro e macronutrientes). A análise físico-química do substrato ao final do período de experimento tem como fundamento a comparação dos parâmetros encontrados com os da amostra controle, subsidiando a análise de eficiência do substrato produzido como condicionador de solos degradados por mineração.

A análise de fertilidade foi efetuada de acordo com metodologia proposta por Tedesco (1995).

Na Figura 20 é possível visualizar o cronograma do experimento com plantio de aveia preta (*Avena strigosa*).

**Figura 20.** Cronograma de ações do experimento

#### 4.9.3 Tratamento dos dados

O tratamento estatístico dos dados obtidos seguiu a Análise de Variância (ANOVA) e teste de Tukey a partir do software Assistat<sup>®</sup> e ferramenta Solver do Microsoft Excel<sup>®</sup> em nível de significância de 95%.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo são apresentados os resultados e a respectiva discussão, após a execução da metodologia descrita no capítulo 4.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO RCD

A caracterização química de RCD permite avaliar o potencial destes resíduos, devidamente reciclados após segregação, para efeitos de recuperação de áreas degradadas por mineração, em especial nos processos de mineração a céu aberto, evitando assim possíveis gerações de novos sítios contaminados por metais tóxicos.

A análise de DRX visou corroborar as fases cristalinas presentes no RCD. Nas Figuras 21, 22 e 23 pode-se visualizar as fases cristalinas bastante similares, constituídas por quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) e calcita ( $\text{Ca}(\text{CO}_3)$ ), presentes nas amostras coletadas durante o período de doze meses, em central de reciclagem de RCD no município de Criciúma, SC.

Estes resultados estão de acordo com a origem destes materiais constituídos basicamente por concreto, argamassa e cerâmica, em sua maior composição, conforme esperado para este tipo de resíduo, apresentando picos de quartzo ( $\text{SiO}_2$ ) e carbonato de cálcio  $\text{Ca}(\text{CO}_3)$ . Estão ausentes os silicatos de alumínio e ferro, o que se justifica, no caso do quartzo, pelo fato de todo o  $\text{SiO}_2$  estar ligado ao quartzo, corroborando estes resultados com o descrito por Lasso (2011); Mejía-Restrepo, Osorno-Bedoya e Osório-Vega (2015) e Reis et al. (2020).

Figura 21. Diafratograma de raios-X da amostra 1 de RCD

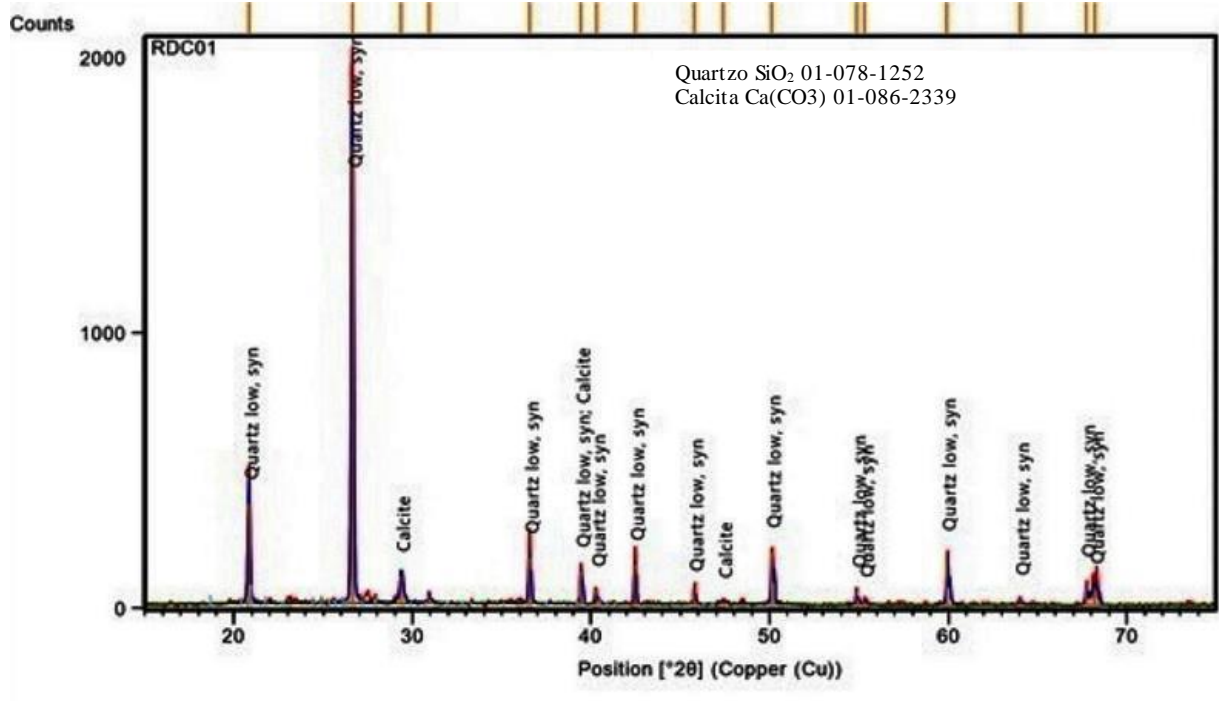
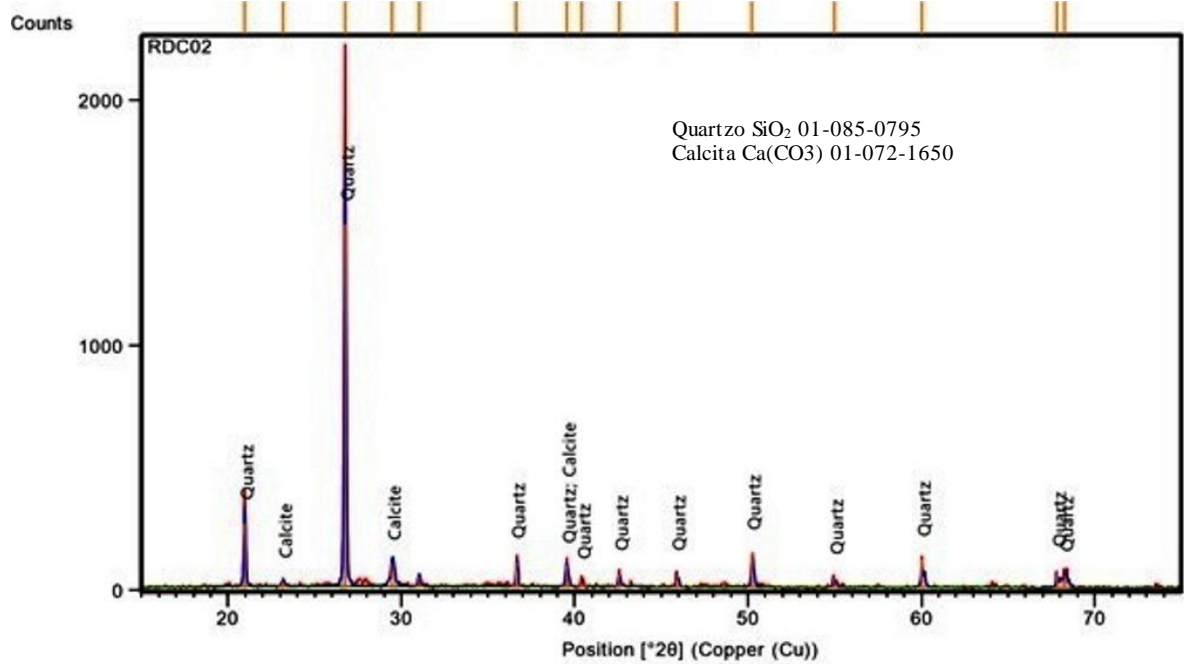
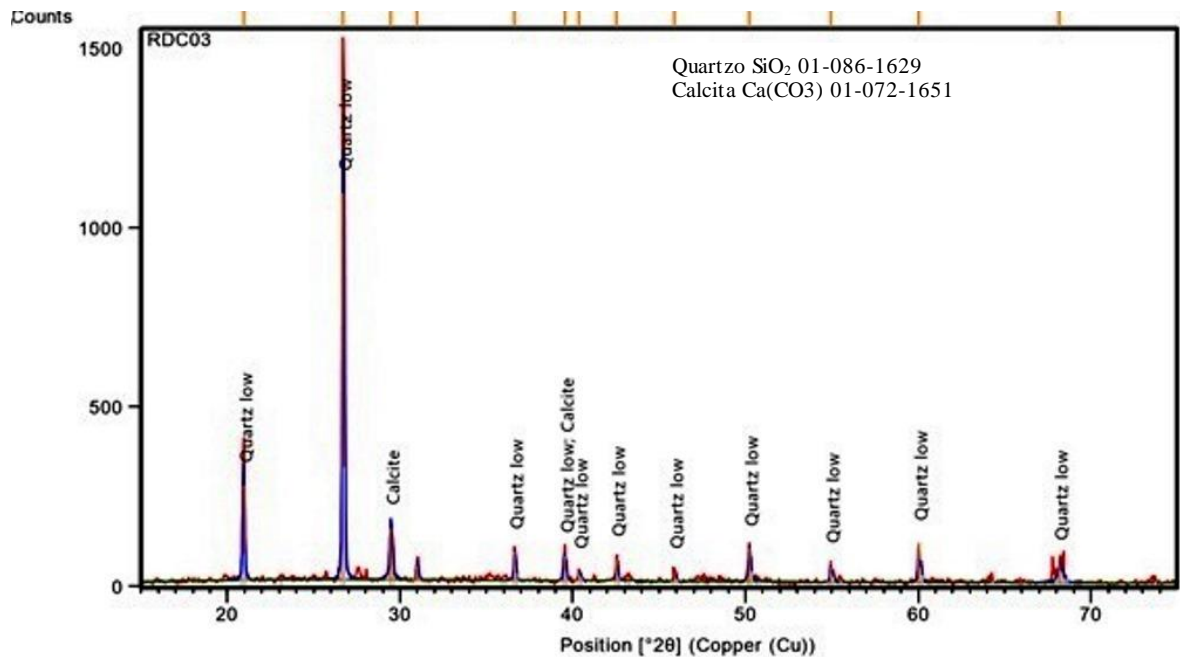


Figura 22. Diafratograma de raios-X da amostra 2 de RCD



**Figura 23.** Diafratograma de raios-X da amostra 3 de RCD

Na Tabela 05 estão presentes os resultados da FRX, os quais estão de acordo com os resultados da avaliação de DRX, onde os valores estão apresentados em porcentagem (%) de massa da amostra e na Tabela 06, onde são apresentados os elementos traço, os valores são apresentados em  $\text{mg.Kg}^{-1}$ .

**Tabela 05.** Espectrometria de fluorescência de raios-X: resultado em % em massa

Elemento	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TiO <sub>2</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	LOI
Amostra / S <sup>1</sup>	0,09	0,04	0	0,03	0	0,02	0,01	0,07	0,02	0,01	-
RCD 1	64,88	8,72	0,65	3,74	0,05	1,7	9,86	Nd	1,40	0,06	8,94
RCD 2	48,59	10,97	0,87	4,35	0,06	3,29	16,23	Nd	1,28	0,08	14,28
RCD 3	52,43	10,91	0,84	4,28	0,06	2,56	14,70	Nd	1,36	0,09	12,79
Média	55,30	10,20	0,78	4,12	0,05	2,51	13,59	Nd	1,34	0,07	12,0
DP	8,52	1,28	0,12	0,33	0,006	0,79	3,25	-	0,06	0,02	2,75
CV	15,41	12,55	15,19	8	10	31,35	23,9	-	4,45	25,97	22,9

LOI: perda por ignição (*Loss on ignition*); DP: desvio-padrão; CV: Coeficiente de variação; S<sup>1</sup>: Desvio-padrão da metodologia para o Padrão de Granito AC-E tabelado pelo Geostandards; nd: Não detectado

**Tabela 06.** Espectrometria de fluorescência de raios-X: resultado de elementos traço em mg.Kg<sup>-1</sup>

Elemento	S <sup>1</sup>	Limite mg.Kg <sup>-1</sup> de peso seco: Orden AAA/661/2013*	Limite mg.Kg <sup>-1</sup> de peso seco: Resolução CONAMA 420/2009**	RCD1	RCD2	RCD3	Média	DP	CV
Y	0,78	n/c	n/c	9,7	15,7	15,8	13,7	3,4	25,4
Pb	1,56	0,5	72	50,5	37,0	41,2	42,9	6,9	16,0
Ni	1,45	0,4	30	22,3	19,5	18,7	20,1	1,8	9,37
Cu	0	2	60	32,7	24,7	20,2	25,8	6,3	24,47
Sr	0,87	n/c	n/c	243,6	325,3	331,1	300	48,9	16,3
Zr	0,68	n/c	n/c	239,3	144,6	247,8	210,5	57,2	27,21
Zn	0,65	4	300	121,1	114,7	121,1	118,9	3,69	3,10
Nb	0,3	n/c	n/c	5,9	5,8	5,6	6,1	0,43	7,13
Rb	1,11	n/c	n/c	73,8	71,4	72,8	72,6	1,2	1,65
Cr	4,62	0,5	75	244,1	141	145,7	176,9	58,2	32,9
Ba	29,63	20	150	225,6	196,1	186,3	202,6	20,4	10,09

S<sup>1</sup>:Desvio Padrão da metodologia para o Padrão de Granito JG1A tabelado pelo Geostandards; DP: Desvio-padrão; CV: Coeficiente de variação; nc: não consta; \*Referência para aterros de resíduos inertes; \*\*Referência de prevenção da qualidade de solos.

Quanto aos elementos traço, ou metais-traço, Tavares (2009) efetuou uma discussão sobre o tema, considerando o termo não adequado, pois segundo o autor, o quantitativo traço na química analítica quantitativa é reservado para designar concentrações ou teores de elementos que não podem ser quantificados pelos métodos empregados na sua determinação, por serem muito baixos. No mesmo sentido, o autor afirma que a característica principal dos chamados metais pesados é o peso específico maior do que 6 g cm<sup>-3</sup> ou número atômico maior do que 20. Ainda, o autor considera equívoco atribuir-se a denominação metal pesado a todo e qualquer elemento tóxico às plantas e animais, a exemplo do arsênio (semi-metal), o flúor e o selênio (ametais), e o alumínio (metal leve).

No entanto, para Spiro & Stigliani (2009), metal pesado é um termo utilizado para denominar um grupo heterogêneo de elementos químicos como a prata (Ag), o arsênio (As), o boro (B), o cádmio (Cd), o cloro (Cl), o cobalto (Co), o cobre (Cu), o cromo (Cr), o ferro (Fe), o mercúrio (Hg), o molibdênio (Mo), o níquel (Ni), o chumbo (Pb), o selênio (Se), o urânio (U), o vanádio (V) e o zinco (Zn).

Pode-se constatar que estes elementos químicos estão presentes de forma natural nos solos brasileiros em diferentes proporções, dependendo da rocha de origem, sendo estas variações atribuídas às propriedades químicas e físicas de cada perfil de solo (HUGEN et al., 2013).

Os metais tóxicos são elementos químicos relativamente estáveis, não degradáveis e com densidade maior que quatro e que apresentam elevado caráter tóxico. No solo o risco de contaminação por metais é potencializado por atividades industriais, agrícolas e de urbanização (HUGEN et al., 2013).

Os metais tóxicos apresentam formas de comportamento ambiental e toxicológico altamente diferenciado de acordo com as diferentes formas químicas. Essa característica deve-se a sua estrutura atômica, a qual é caracterizada por orbitais *d* livres, reagindo com aceptores de elétrons (TAVARES, 2009).

Após serem liberados das rochas de origem, pelo intemperismo, em função de possuírem eletronegatividade, raios iônicos e estados de oxidação diferentes, os metais tóxicos podem ser: precipitados ou co-precipitados junto aos minerais secundários, adsorvidos nas superfícies dos minerais secundários (argilas ou óxidos de ferro, alumínio e mangânes) ou da matéria orgânica presente no solo ou, ainda, complexados e lixiviados pela solução do solo (ALLEONI, et al., 2005).

Assim, em um processo de recuperação de área degradada por mineração, pode tornar-se viável a aplicação de RCD em solos produzidos, uma vez a área recuperada, esta será destinada a uma finalidade de acordo com o processo de licenciamento ambiental, diferente de uma área agrícola, por exemplo, onde a recuperação do solo visa ao aumento da fertilidade, sendo necessário correções e aplicações de fertilizantes e condicionadores de solo com maior constância.

Observa-se na Tabela 06, que os elementos traço se encontram abaixo dos valores determinados pela Resolução CONAMA 420/2009 (BRASIL, 2009), que determina o Valor de Referência para Qualidade do Solo (VRQ) no Brasil, com exceção dos elementos cromo e bário. Ressalta-se, porém, que quanto a normativa europeia *Orden AAA/661/2013* (ESPANHA, 2013), todos os elementos traço encontram-se acima do limite permitido pela normativa (Tabela 06), corroborando os resultados obtidos por Schaefer et al. (2007) e Yu et al. (2018). Desta forma, considerando-se o princípio da precaução, cabe ressaltar que há necessidade de limitar a aplicação de RCD em solo agrícola, a fim de evitar acumulação de metais tóxicos ao longo do tempo (HUGEN et al., 2013; YU et al., 2018).

Pela análise de FRX, conforme Tabela 05, pode-se constatar que grande parte do material constituinte do RCD amostrado é quartzo, considerado inerte, no entanto, o mesmo possui função estruturante no solo, e pode contribuir com as

propriedades físicas do mesmo, no aumento da capacidade de retenção de água, aeração, infiltração e na textura do solo (LASSO, 2011).

Cabe ressaltar o percentual médio de 13,59% de Calcita ( $\text{Ca}(\text{CO}_3)$ ) nas amostras analisadas, o que pode contribuir para melhoria da qualidade química do solo e elevar o pH (LASSO, et al., 2013; REIS et al., 2020), o que torna o material interessante na recuperação de solos com pH menos elevado. Este percentual está acima do encontrado por LASSO (2011), fato justificado pela forma de operação da central de reciclagem de RCD, fonte das amostras do presente trabalho, ao processar e produzir material misto: cinza e vermelho de forma conjunta, possuindo o material cinza maior teor de carbonatos, devido as maiores concentrações de cimento e argamassa, associado ao encontrado no RCD “vermelho”, constituído basicamente por cerâmica, blocos e tijolos. No entanto, parte destes com material “cinza” aderido, principalmente argamassa.

RCD no Brasil possuem elevados teores de argamassa o que potencializa a utilização de RCD como componente para recuperação de solos, pois os óxidos de cálcio e magnésio presentes podem atuar como um efetivo regulador de pH, com poder de correção superior ao do calcário ou gesso agrícola, por possuir um período de reatividade maior em contato com solo, reduzindo a necessidade de reaplicação e custos com transporte e aquisição de insumos (LASSO, 2011).

O RCD também é fonte de cálcio, magnésio, mangânes e micronutrientes essenciais aos organismos vegetais, assim como o alumínio presente na forma de óxidos nas cerâmicas e argilas, ferro no caso da presença de feldspatos oriundos do material cerâmico e carbonato de cálcio utilizado na fabricação dos insumos e materiais de construção civil.

Destaca-se que a média do coeficiente de variação ficou em torno de 16% para os elementos analisados, o que corrobora com Lasso et al. (2013), concluindo-se que existe um grau de padronização na produção de materiais de construção civil, assim como no processo de produção de RCD reciclados no Brasil, contrário aos resultados obtidos por Townsend et al. (2004) em estudo realizado na Flórida, EUA, onde houve grande variação nos teores de metais tóxicos ao longo do período de amostragem, o que pode ser explicado pelo fato da gestão de RCD no Brasil seguir normativas mais restritivas de segregação e destinação de RCD.

A elevada presença de bário nas amostras, conforme Tabela 06, se justifica pela utilização em larga escala do elemento nos materiais cerâmicos, na produção

de vidrados, onde o  $\text{BaCO}_3$  tem a função de agente fundente, podendo também participar da formação de uma estrutura mate reduzida.

Da mesma forma, o Cromo é utilizado na produção de cimentos, estando presente no cimento e seus derivados, sendo, segundo Matos & Nobrega (2009), encontrado em proporções elevadas neste insumo no Brasil, chegando até a  $6,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  para Cr(VI) e  $88,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  para Cr(III); constituindo-se em um impeditivo a exportação, devido as restrições da presença do elemento em cimentos e derivados pela União Europeia (UE). Segundo MME (2019), o Brasil exportou cimentos em 2018, apenas para Paraguai (92.312 t.); Bolívia (23.043 t.); Colômbia (2.866 t.); Venezuela (652 t.) e outros (128 t.).

Em estudo conduzido na China por Yu et al. (2018), os autores constataram risco ambiental na destinação final de RCD, cidade de Shenzhen, onde metais tóxicos foram constatados em amostras de diferentes fontes, considerando obras de construção, reformas e aterros de RCD, na seguinte ordem crescente de concentração:  $\text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd}$ , concluindo os autores que as amostras apresentavam concentrações acima das normas ambientais para qualidade de solo naquele país, ensejando maiores cuidados na gestão e destinação destes resíduos, estando os teores de cromo ( $54$  e  $87 \text{ mg kg}^{-1}$ ) abaixo dos encontrados neste trabalho.

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO SOLO PRODUZIDO

No Brasil, os solos são classificados de acordo com a classificação internacional, sendo adotada no país o Sistema Nacional de Classificação de Solos (SiBCS), proposto pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). O solo utilizado no presente trabalho foi caracterizado como um Cambissolo háplico eutrófico (EMBRAPA, 2006), estando os parâmetros físicos e químicos do solo amostrado (Tabela 09) de acordo com esta classificação.

Referentes aos parâmetros físicos denota-se que a adição de RCD na produção do solo provavelmente proporcionou maior porosidade e capacidade de aeração e infiltração de água, aumentando a predominância da fração areia, com consequente redução da fração argila (Tabela 07).

**Tabela 07.** Frações granulométricas argila, areia e silte, obtida para solos de vasos dos seguintes tratamentos: Solo natural, Solo 6 T, Solo 8 T, RCD 6T, RCD 8T, RCD 10 6T, RCD 10 8T, RCD 20 6T, RCD 20 8T, RCD 40 6T e RCD 40 8T

Frações	Argila (%)	Areia (%)	Silte (%)
Controle	42	21	37
Solo 6 T	42	21	37
Solo 8 T	40	19	41
RCD 10 6 T	34	29	37
RCD 10 8 T	34	31	35
RCD 20 6T	34	36	30
RCD 20 8T	27	35	38
RCD 40 6T	28	41	31
RCD 40 8T	27	51	22

A predominância de poros de pequeno diâmetro nas camadas superficiais do solo gera elevada energia potencial e torna difícil o acesso a raízes, ainda proporciona baixa velocidade de infiltração. Estes fatores podem ser um dos responsáveis pelo baixo sucesso da regeneração natural e reflorestamentos em algumas jazidas minerais (LUCENA et al., 2015).

A retenção da água no solo está diretamente relacionada à capacidade de armazenamento de água que o solo possui, sendo baseada na relação entre a sucção e umidade volumétrica. A retenção de água no solo ocorre em função da estrutura nos baixos valores potenciais condicionado pela frequência de macro e micro poros e pela granulometria e mineralogia das partículas nas elevadas tensões (LASSO, 2011).

Outro fator importante na análise de solos é a salinidade. A salinidade, no atual Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) é considerada no caráter sálico ( $CEes \geq 7 \text{ dS m}^{-1}$ , a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) e no caráter salino ( $4 \leq CEes < 7 \text{ dS m}^{-1}$ , a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ), utilizados para separar classes no segundo, terceiro e quarto níveis categóricos (EMBRAPA, 2006).

De acordo com os dados obtidos na aferição da condutividade no lixiviado (Tabela 08), após período de 60 dias de cultivo, a condutividade oscilou de  $0,01 \text{ dS m}^{-1}$  a  $0,05 \text{ dS m}^{-1}$ , resultando assim em condições de não salinidade.



**Tabela 08.** pH e condutividade nos diferente tratamentos

Amostra	pH	Condutividade (dS m <sup>-1</sup> )
Controle	6,1	0,01
Solo 6T	6,2	0,01
Solo 8T	6,3	0,01
RCD10 6T	6,5	0,02
RCD10 8T	6,6	0,02
RCD20 6T	6,4	0,04
RCD20 8T	6,2	0,03
RCD40 6T	6,4	0,05
RCD40 8T	6,6	0,04

Em relação à análise química de fertilidade, a adição de RCD consorciados com CEC, proporcionou melhoria nos parâmetros em relação ao tratamento controle (Tabela 09).

**Tabela 09.** Parâmetros físicos e químicos de fertilidade do solo produzido e solo natural (controle)

Tratamento	Argila (%)	pH H <sub>2</sub> O	Índice SMP	P mg dm <sup>3</sup>	K mg dm <sup>3</sup>	M.O (%)	Al <sub>troc</sub> cmol <sub>3</sub> dm <sup>3</sup>	Ca cmol <sub>3</sub> dm <sup>3</sup>	Mg <sub>troc</sub> cmol <sub>3</sub> dm <sup>3</sup>
Controle	42	5,3	6,0	0,3	75	0,4	0,7	10,2	13,2
Solo 6 T	42	5,6	6,1	1,5	80	0,6	0,0	11,4	12,9
Solo 8 T	40	5,6	6,1	1,0	88	0,7	0,0	11,9	12,5
RCD10 6 T	34	6,8	7,0	1,3	100	0,7	0,0	22,2	11,3
RCD10 8 T	34	7,1	7,1	1,5	106	0,6	0,0	22,4	10,5
RCD20 6T	34	7,3	7,1	2,7	117	0,6	0,0	25,3	10,6
RCD20 8T	27	7,4	7,2	2,5	128	0,8	0,0	25,5	10,9
RCD40 6T	28	7,4	7,3	2,3	129	0,6	0,0	25,1	10,1
RCD40 8T	27	7,6	7,4	3,1	161	0,9	0,0	26,3	8,3

Observa-se aumento na concentração de matéria orgânica (50% em relação ao controle), devido à adição de CEC, além da elevação do pH, tornando o solo produzido ligeiramente alcalino a partir do tratamento com 10% de RCD e 8 t ha<sup>-1</sup> de CEC, e conseqüentemente, elevando assim o índice SMP, o que leva a zerar a necessidade de calagem prévia deste solo produzido nas dosagens a partir de 10 t ha<sup>-1</sup> de RCD, de acordo com o Manual de Calagem e Adubação para Solos do RS e SC (SBCS,2004),conforme dados constantes na Tabela 10.

Conforme se pode verificar na Tabela 10, para o tratamento RCD 40 8T, o RCD resultou em teores de cálcio em 1,06 t ha<sup>-1</sup> de cálcio (Ca) o que equivale a 1,483 t ha<sup>-1</sup> de CaO, justificando a elevação significativa do pH do solo produzido.

**Tabela 10.** Quantidades de calcário necessárias para elevar o pH em água do solo a 5,5, 6,0 e 6,5, estimadas pelo índice SMP. Calcário PRNT 100%

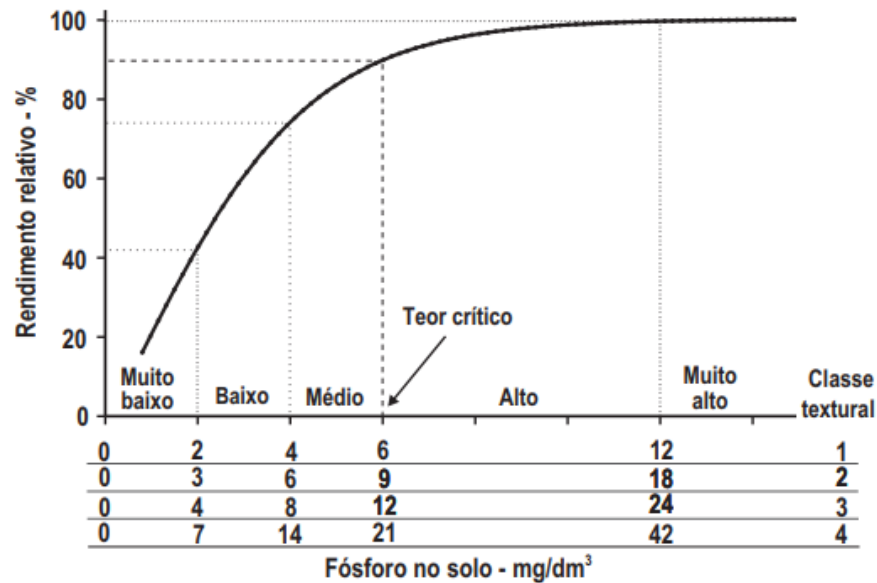
Índice SMP	pH desejado		
	-----T ha <sup>-1</sup> -----		
≤4,4	5,5	6,0	6,5
4,5	15,0	21,0	29,0
4,6	12,5	17,3	24,0
4,7	10,9	15,1	20,0
4,8	9,6	13,3	17,5
4,9	8,5	11,9	15,7
5,0	7,7	10,7	14,2
5,1	6,6	9,9	13,3
5,2	6,0	9,1	12,3
5,3	5,3	8,3	11,3
5,4	4,8	7,5	10,4
5,5	4,2	6,8	9,5
5,6	3,7	6,1	8,6
5,7	3,2	5,4	7,8
5,8	2,8	4,8	7,0
5,9	2,3	4,2	6,3
6,0	2,0	3,7	5,6
6,1	1,6	3,2	4,9
6,2	1,3	2,7	4,3
6,3	1,0	2,2	3,7
6,4	0,8	1,8	3,1
6,5	0,6	1,4	2,6
6,6	0,4	1,1	2,1
6,7	0,2	0,5	1,6
6,8	0	0,3	0,8
6,9	0	0,2	0,5
7,0	0	0	0,2
7,1	0	0	0

Fonte: SBCS (2004).

O RCD possui poder neutralizante de pH mais efetivo e mais prolongado que insumos a base de carbonatos e magnésio, devido ao efeito residual maior proporcionado pela lenta liberação dos elementos químicos presentes no RCD, além da vantagem de menor custo e maior distribuição geográfica que o calcário agrícola, o que viabiliza o transporte com menor custo. A dose necessária a ser aplicada, pode assim ser distribuída em parcelas ao longo do período de cultivo e recuperação do solo (LASSO, 2011).

O consumo mundial de fertilizantes, em 2018, foi de 188,4 milhões de toneladas, sendo o Brasil um importante consumidor mundial de fertilizantes, enquanto o bloco econômico Leste da Ásia respondeu pelo consumo 34,9% do total mundial, Sul da Ásia por 18,2%, América do Norte por 13,2% e América Latina e Caribe por 12,8%. A produção brasileira de fertilizantes é insuficiente para atender a demanda e há necessidade de importação para suprir o mercado interno. Em comparação com 2018, os indicadores do setor de fertilizantes apontaram acréscimo de 4% para os fertilizantes entregues ao mercado (MME, 2019).

O teor de fósforo, macronutriente importante para o crescimento e produção vegetal, essencial na fotossíntese, respiração, armazenamento de energia, divisão celular e crescimento das células vegetais demonstrou uma elevação significativa (elevação de 900% em relação ao controle) nos tratamentos com RCD, atingindo 3,1 mg dm<sup>3</sup> ou 6,2 kg ha<sup>-1</sup>, o que corresponde a 2,71 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> no tratamento RCD40 8T (Tabela 09), no entanto, ficando assim, abaixo do recomendado para os solos do RS e SC, segundo o manual de adubação e calagem (SBCS,2004) como se observa na Figura 24, havendo assim a necessidade de pesquisas no sentido de obter uma fonte segura de fósforo em termos de contaminação ambiental a ser consorciada com RCD para maior efetividade.

**Figura 24.** Gráfico de avaliação do teor de Fósforo em solos no RS e SC

Teores de argila: classe 1 = > 60%; classe 2 = 60 a 41%; classe 3 = 40 a 21%; classe 4 = ≤20%

**Fonte:** SBCS (2004).

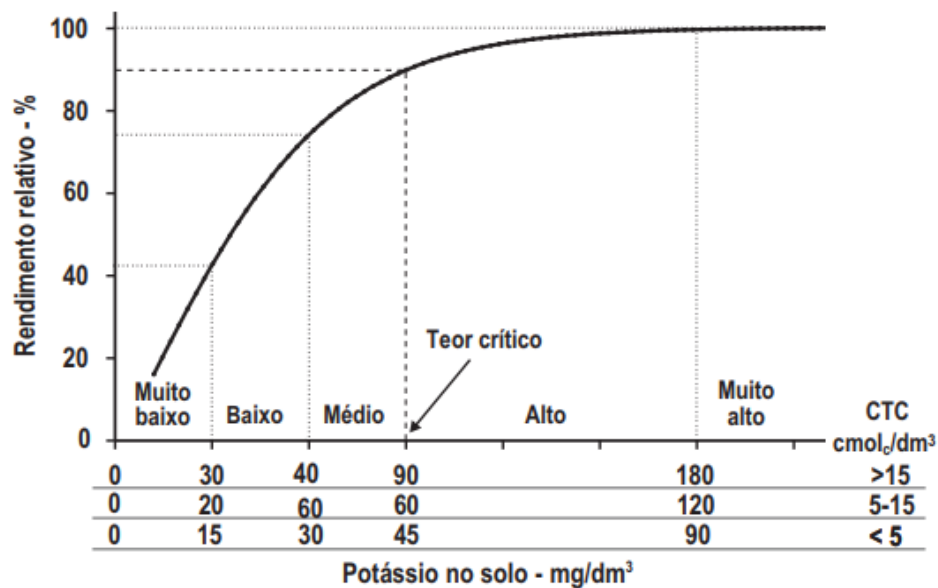
Reis et al. (2020) obtiveram resultados significativos em teores de fosfato, a partir de RCD, utilizando-os como adsorvente de fosfato, por meio de efluentes aquosos a partir de um lodo inorgânico inerte proveniente de unidade de reciclagem de RCD, recomendando a aplicação destes resíduos em solos como fonte de fertilizantes a baixo custo, sendo esta uma alternativa viável para obtenção e aporte de fosfato em RCD com fins de utilização em solos degradados.

Outro importante macronutriente, o potássio, ao qual a agricultura brasileira é extremamente dependente de fontes minerais, onerando os custos de produção, apresentou uma elevação extremamente significativa (115% para tratamento RCD 40 8T em relação ao controle), segundo o manual de calagem e adubação do RS e SC (SBCS, 2004).

A produção mundial de potássio, em 2018, totalizou 42 milhões de toneladas, superior em 1% em relação ao ano anterior. Os maiores produtores foram o Canadá (28,6%), Rússia (17,9%), Bielorrússia (17%) China (13,1%) e Alemanha (7%). O Brasil produziu 0,48 % do total mundial. Os maiores consumidores mundiais de potássio fertilizante ( $K_2O$ ) foram o bloco econômico Leste da Ásia (40,7%), América Latina e Caribe (20,5%) e América do Norte (14%). Em 2018, a produção nacional de potássio (concentrado  $K_2O$ ), restrita às operações da Vale no Complexo Mina/Usina de Taquari/Vassouras, no Estado do Sergipe, foi de 201 mil toneladas com queda de 34,3% em relação ao ano anterior.

A concentração de potássio no presente experimento ficou na faixa de alto teor, dispensando assim adição complementar, conforme Tabela 09 e Figura 25, resultando em um valor expressivo de 322 kg ha<sup>-1</sup> de potássio, ou seja, 388 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O.

**Figura 25.** Gráfico de avaliação do teor de Potássio em solos no RS e SC



**Fonte:** SBCS (2004).

As importações de cloreto de potássio no Brasil em 2018 totalizaram 6,3 milhões de toneladas de concentrado de K<sub>2</sub>O, com aumento de 8,7% em relação ao ano de 2017. O valor das importações atingiu o montante de US\$ 3,1 bilhões. As exportações de cloreto de potássio alcançaram US\$ 3 milhões, demonstrando um saldo deficitário da ordem de US\$ de 3,1 bilhões (MME, 2019), o que demonstra a importância de buscarem-se alternativas de fontes mais acessíveis para obtenção de potássio para agricultura e recuperação de solos degradados.

Com o aumento da dosagem de RCD, também o teor de alumínio trocável zerou, o que demonstra o poder alcalinizante e tampão do Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, presentes de forma significativa no RCD, dispensando a calagem corretiva. O magnésio trocável (Mg<sub>troc</sub>) apresentou uma ligeira queda (Tabela 09), em razão de provável complexação com outros elementos e absorção pelas plantas, proporcionado pela elevação da fração areia, com adição de RCD, o que reduziu a força magnética do

solo produzido e conseqüentemente a fixação dos cátions  $Mg^{2+}$ , favorecendo a absorção pelas plantas.

A CTC, assim como a saturação por bases (Tabela 11) apresentaram elevação (aumento de 28% para potássio e 17% para CTC em relação ao tratamento controle), um fator positivo, pois a CTC representa a quantidade total de cátions retidos a superfície do solo em condições permutáveis ( $Ca^{2+}$   $Mg^{2+}$   $K^{2+}$   $H^{2+}$   $Al^{3+}$ ). A saturação por bases representa por sua vez a proporção de cátions básicos trocáveis (taxa percentual,  $V\% = 100 S/T$ ) em relação à capacidade de troca determinada a pH 7. A expressão alta saturação se aplica a solos com saturação por bases igual ou superior a 50% (Eutrófico) e baixa saturação para valores inferiores a 50% (Distrófico).

**Tabela 11.** Parâmetros químicos, saturação da CTC e relações nos diferentes tratamentos com RCD e CEC

Tratamento	H+Al cmol <sub>3</sub> <sup>c</sup> dm <sup>3</sup>	CTC cmol <sub>3</sub> <sup>c</sup> dm <sup>3</sup>	% Saturação da CTC			Relações	
			Bases	Al	Ca:Mg	Ca:K	Mg:K
Controle	4,4	28,0	84	2,9	0,8	53	69
Solo 6 T	3,9	28,4	86	0,0	0,9	56	63
Solo 8 T	3,9	28,5	86	0,0	1,0	53	55
RCD10 6 T	1,4	35,1	96	0,0	2,0	87	44
RCD10 8 T	1,2	34,3	97	0,0	2,1	82	39
RCD20 6T	1,2	31,4	96	0,0	2,2	84	15
RCD20 8T	1,1	37,8	97	0,0	2,3	78	33
RCD40 6T	1,0	36,5	97	0,0	2,5	76	31
RCD40 8T	0,9	35,9	98	0,0	3,2	64	20

Considerando a relação Ca/Mg (Tabela 11), em geral, a relação varia entre 1 e 5. Entretanto, segundo SBCS (2004) tem-se observado que o rendimento da maior parte das culturas não é afetado por relações Ca/Mg, variando de 0,5 até mais de 10, quando os dois nutrientes não estejam em deficiência. Assim, essa relação deve ser mantida entre 3:1 e 5:1 em culturas como a de citros e macieira, com a aplicação de calcário contendo a proporção adequada desses elementos. A relação Ca/Mg do solo pode ser aumentada sem a elevação do pH

Miotto (2009) em estudo envolvendo cultivo de *A. strigosa* concluiu que as parcelas corrigidas com diferentes dosagens de fertilizantes tiveram relações de Ca/Mg variando de 2:1 até 6:1 e que não houve interação entre relação Ca/Mg no

solo e produtividade, nem interação entre relação Ca/Mg no solo com suprimento destes nutrientes para planta.

Quanto ao teor de micronutrientes, conforme se visualiza na Tabela 12, os mesmos apresentaram pequena oscilação nas diferentes dosagens de RCD, com exceção do enxofre, o qual apresentou elevação significativa, alcançando 196 mg dm<sup>3</sup> no tratamento RCD40 6T (elevação superior a 800% em relação ao tratamento controle), devido a alta concentração de sulfatos em RCD (FERNANDEZ-NARANJO et al, 2016).

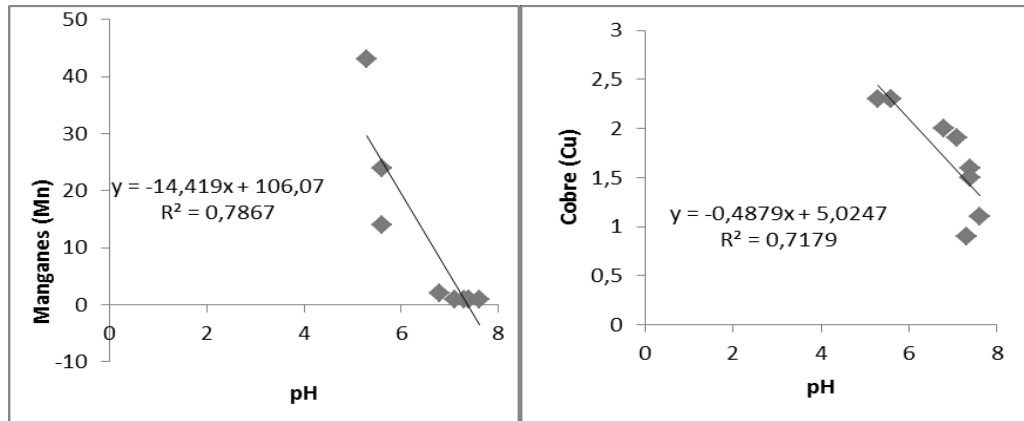
**Tabela 12.** Micronutrientes presentes no solo produzido a partir dos diferentes tratamentos com RCD e CEC

Tratamento	S mg/dm <sup>3</sup>	Zn mg/dm <sup>3</sup>	Cu mg/dm <sup>3</sup>	B mg/dm <sup>3</sup>	Mn mg/dm <sup>3</sup>	Fe g/dm <sup>3</sup>	Na mg/dm <sup>3</sup>
Controle	19	3,1	2,3	0,2	43	0,3	151
Solo 6 T	20	1,3	2,3	0,2	24	0,3	130
Solo 8 T	24	1,5	2,3	0,2	14	0,2	146
RCD10 6 T	113	2,8	2,0	0,2	2	0,2	119
RCD10 8 T	125	3,9	1,9	0,3	1	0,2	120
RCD20 6T	186	4,6	0,9	0,5	1	0,2	121
RCD20 8T	165	4,4	1,6	0,4	1	0,2	127
RCD40 6T	193	3,9	1,5	0,4	1	0,2	127
RCD40 8T	176	4,1	1,1	0,6	1	0,2	122

Destaca-se que o teor de Mn<sup>2+</sup> caiu com o aumento gradativo do pH (Tabela 12), o que justifica-se por uma condição natural, pois o Mn<sup>2+</sup> é um elemento imóvel nas plantas, mas solúvel no solo, apresentando diminuição com a elevação do pH, por adição de matéria orgânica ou calagem (ROSOLEM et al., 1992), havendo uma correlação forte com o pH do solo conforme se verifica na Figura 26.

No mesmo sentido o teor de Cu<sup>2+</sup> também reduziu com o aumento da dosagem de RCD, pois o cobre é adsorvido por óxidos de ferro, alumínio e manganês, como acontece com o zinco, havendo dependência da adsorção ao pH do meio. O aumento do pH proporciona elevação da adsorção de cobre pelos óxidos (AUBERT & PINTA, 1977)

**Figura 26.** Correlação do  $Mn^{+}$  e  $Cu^{2+}$  ( $mgdm^3$ ) em função da elevação do pH



Referente ao enxofre, este é o décimo elemento mais abundante na crosta terrestre, que contém em média de 0,06 a 0,10 %. Ocorre naturalmente na forma de gesso ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ), na forma de pirita ( $FeS_2$ ) em xistos, carvões, calcários e arenitos. O enxofre é constituinte de todos os organismos vivos, sendo parte essencial em aminoácidos, proteínas, alguns polissacarídeos, vitaminas e hormônios (ROCHA et al., 2015).

Apesar de ser essencial às plantas, segundo Rocha et al. (2015), o enxofre é pouco estudado em comparação com os outros elementos, como o nitrogênio, fósforo e o potássio, devido à baixa ou falta de resposta dos cultivos à aplicação desse nutriente via fertilizante. Segundo os autores, esta limitação de estudos vai contra o fato de que geralmente existem muitas áreas que apresentam solos potencialmente deficientes em enxofre, especialmente, os mais intemperizados, como os Latossolos e Argissolos, que ocupam áreas bem representativas no Brasil.

Segundo Lucena et al. (2015), o enxofre elementar melhora os atributos químicos de solos degradados pelo excesso de sais e de sódio, promove a diminuição do pH e da PST, elevando os teores de cálcio e magnésio trocáveis. Em estudo utilizando solo salino-sódico, os autores utilizaram doses de 200, 400, 600 e 800  $mg dm^{-3}$  de enxofre, com bons resultados, elevando os teores de cálcio e magnésio trocáveis.

Destaca-se que os elementos químicos competem entre si e com outros compostos orgânicos e inorgânicos no solo por lugares de adsorção ou por ligantes complexantes disponíveis. Desta forma, a retenção dos nutrientes não é afetada somente pela sua concentração na solução do solo, mas também pela concentração



de todos os outros constituintes do sistema (DONER, 1978; MATTIGOD et al., 1979).

### 5.3 ANÁLISE DO CRESCIMENTO DE *AVENA STRIGOSA*

A elevação dos indicadores de fertilidade para o solo produzido demonstrou eficácia na relação entre a dosagem e o crescimento médio das plantas de *Avena strigosa* conforme pode ser visualizado na Tabela 13, com diferença estatística significativa entre tratamentos.

**Tabela 13.** Crescimento médio de *Avena strigosa* a partir de diferentes dosagens de RCD e CEC. Média de três repetições

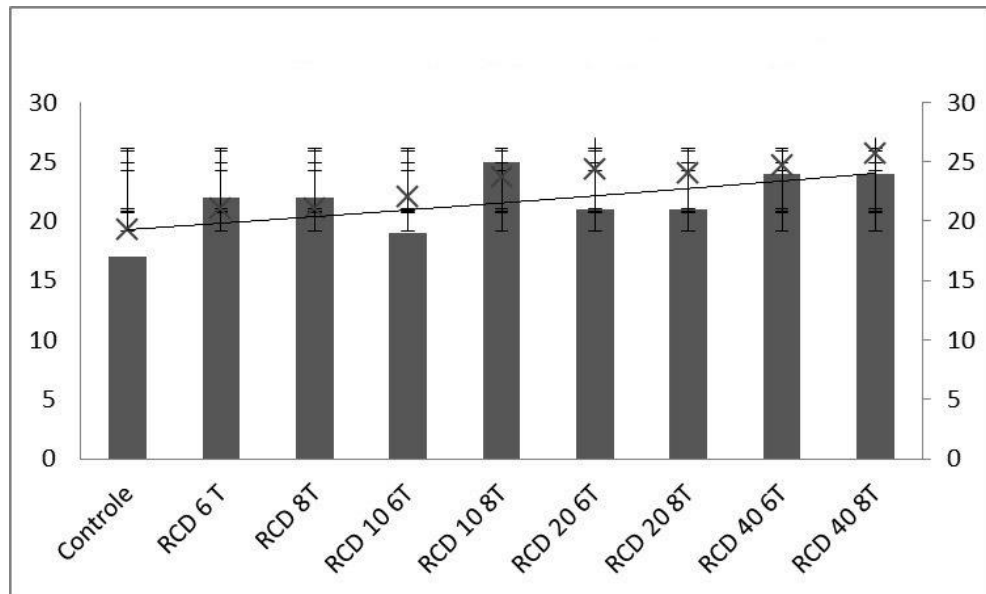
Tratamento	Média (cm)	DP	CV
Controle	19,33 b	1,69	0,08
RCD 6T	21 ab	0,81	0,38
RCD 8T	21 ab	0,81	0,38
RCD10 6T	22 ab	2,16	0,09
RCD10 8T	23,67 ab	0,94	0,03
RCD20 6T	24,33 ab	2,94	0,12
RCD20 8T	24 ab	2,16	0,09
RCD40 6T	24,67 ab	0,94	0,03
RCD40 8T	25,67 a	1,24	0,04

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação. As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Os processos de adubação influenciam significativamente na produção vegetal, principalmente nos estágios iniciais das culturas, sendo que *Avena strigosa* apresenta grande desenvolvimento nos primeiros 70 dias de cultivo, com posterior declínio na produção, devido as suas características genéticas (MARQUES et al., 2014).

Na Figura 27 é possível visualizar o crescimento médio, influenciado pelo aumento das dosagens de RCD e seu potencial fertilizante.

**Figura 27.** Crescimento foliar médio (cm) e desvio padrão de *Avena strigosa* a partir de diferentes dosagens de RCD e CEC em 60 dias de cultivo. Média de três repetições



Embora o baixo teor de fósforo tenha inibido um crescimento mais expressivo de *Avena strigosa* no experimento, inclusive provocando lesões típicas da deficiência deste elemento (Figura 28) em algumas plantas do experimento (manchas tipo “ferrugem”), o elevado teor de potássio proporcionou uma provável redução neste efeito e uma compensação em relação ao crescimento e produção de biomassa, de acordo com a elevação da dosagem de RCD, sendo que a CEC utilizada por ser um material orgânico de origem vegetal, como fonte de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, não proporcionou fósforo de forma adequada.

No entanto, segundo Machado (2000), no momento do primeiro corte ou pastejo, as plantas de *Avena strigosa* atingem em torno de 25 a 35 cm, com maior teor de proteína bruta, superior ao das rebrotas, corroborando dados obtidos neste trabalho para crescimento foliar (Tabela 13).

Prado; Romualdo & do Vale (2006), relacionaram a maior produção de massa seca de *Avena strigosa* à concentração de fósforo no solo próxima a  $100 \text{ mg dm}^{-3}$  e na parte aérea de  $2,7 \text{ g kg}^{-1}$ .

**Figura 28.** Detalhe do crescimento de *Avena strigosa* e lesões foliares (setas) por deficiência de fósforo (P)



Fonte: Autor (2020).

Na Tabela 14 pode-se visualizar a análise de composição nutricional e mineral das plantas de *A. strigosa*, em relação aos diferentes tratamentos e pH.

**Tabela 14.** Composição mineral e nutricional das plantas de *A. strigosa* nos diferentes tratamentos em relação à dosagem de RCD e pH do solo

Tratamento	pH H <sub>2</sub> O	Ca (%)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Mg (%)	Mn (ppm)	P (%)	Zn (ppm)
Controle	5,3	0,24a	11,05a	68,50a	0,13d	133,25a	0,16a	24,00a
Solo 6 T	5,6	0,24a	9,15a	68,50a	0,13c	108,60b	0,16a	20,75bc
Solo 8 T	5,6	0,24a	8,50c	64,85a	0,14c	87,85c	0,16a	22,70ab
RCD10 6 T	6,8	0,25a	7,88c	74,80a	0,16c	44,70d	0,17a	20,05c
RCD10 8 T	7,1	0,28a	10,25ab	84,12a	0,16b	61,50e	0,17a	20,35bc
RCD20 6T	7,3	0,28a	10,25ab	84,12a	0,21a	61,50e	0,18a	20,34bc
RCD20 8T	7,4	0,27a	10,25ab	84,11a	0,21a	61,50e	0,18a	20,35bc
RCD40 6T	7,4	0,28a	10,24ab	84,12a	0,22a	61,51e	0,19a	20,36bc
RCD40 8T	7,6	0,29a	10,26ab	84,13a	0,21a	61,52e	0,19a	20,37bc

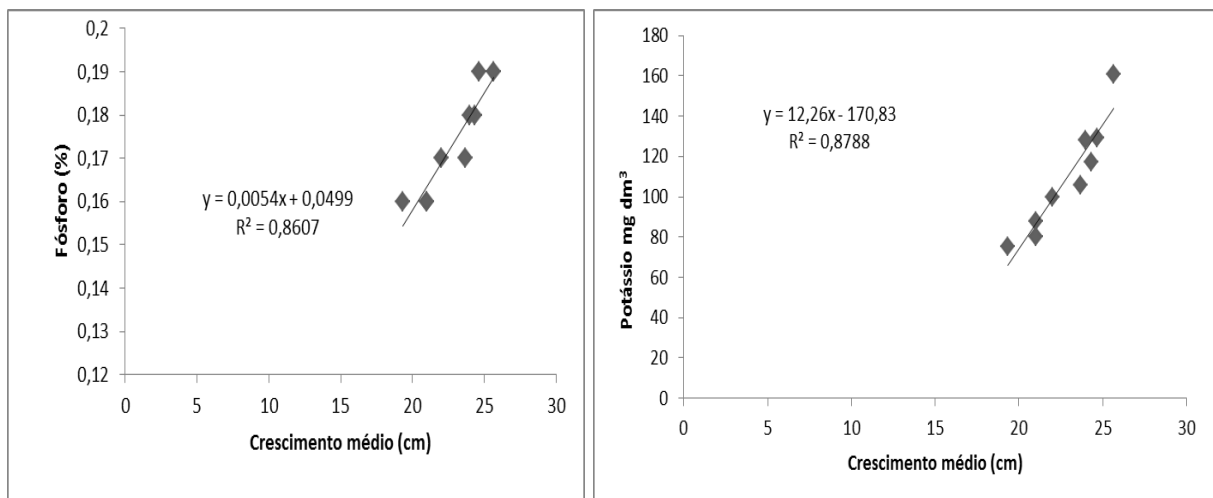
Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 1% de probabilidade. F: nível de 5% de probabilidade.

Como se pode observar na Tabela 14, a adição de RCD e conseqüentemente o pH, influenciaram na absorção dos nutrientes e metais presentes no solo. A composição nutricional está de acordo com a literatura para plantas de *A. strigosa*

(NAKAGAWA & ROSOLEN, 2005) demonstrando a eficiência das dosagens compostas por RCD e CEC, com excessão para P, o qual apresentou deficiência.

Na figura 29 pode-se visualizar a correlação positiva entre o crescimento médio de *A. strigosa* em função do teor de fósforo encontrado no tecido foliar e de potássio no solo produzido.

**Figura 29.** Correlação entre o crescimento médio de *A. strigosa*: percentual de fósforo no tecido foliar e de potássio no solo produzido



### 5.3.1 Análise da produção de biomassa de *Avena strigosa* em função das diferentes dosagens de RCD e CEC

A aveia (*Avena sp.*) é uma das principais culturas de estação fria, especialmente no centro-sul do Brasil. Além das aplicações como forrageira, o cultivar destina-se à produção de grãos, e ainda pode ser utilizada como cobertura verde ou morta, para proteção e melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, o que promove sustentabilidade (FLOSS et al., 2007).

A quantidade de matéria seca é calculada considerando em média três cortes, pois a espécie possui alto poder de rebrote (DEMÉTRIO, COSTA & OLIVEIRA, 2012).

O primeiro corte de *A.strigosa* é realizado entre 40-60 dias após a semeadura, quando as plantas estão com aproximadamente 50 cm de altura, sendo executado a mais de 5 cm do solo. O segundo corte é realizado entre 30-50 dias após o primeiro, igualmente a mais de 5 cm do solo, e o terceiro, normalmente é substituído pelo pastejo, uma vez que o rendimento é inferior aos anteriores (PUP0, 1979) .

Os resultados obtidos, conforme Tabela 15, demonstram que a produção por parcela no presente experimento corroboram dados obtidos por Grecco et al. (2011), uma vez os autores relataram produção de 0,86 t ha<sup>-1</sup> para aveia preta cultivada em escala experimental no Paraná. No presente estudo a produção máxima foi de 0,8 t ha<sup>-1</sup> para primeiro corte (considerando tratamento RCD 40 8T e área de 316 cm<sup>2</sup> por parcela), havendo diferença estatística significativa com o aumento das dosagens de RCD e CEC.

**Tabela 15.** Massa seca de *Avena strigosa* em gramas (g) nos diferentes tratamentos. Valores médios de três repetições

Tratamento	Folha	Média	Raiz
Controle	0,93 d		0,46 b
6T	1,43 cd		0,86 ab
8T	1,66 bc		0,90 a
RCD 10 6T	1,90 bcd		0,73 ab
RCD 10 8T	1,66 bc		0,43 b
RCD 20 6T	2,90 a		1,20 a
RCD 20 8T	1,93 bc		0,70 ab
RCD 40 6T	2,33 ab		0,93 a
RCD 40 8T	2,50 ab		0,86 ab

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

#### 5.4 ANÁLISE DO TECIDO FOLIAR E RADICULAR DE AVENA STRIGOSA QUANTO À PRESENÇA E TRANSLOCAÇÃO DE METAIS TÓXICOS

Referente à presença de metais tóxicos nas amostras analisadas houve presença de cromo nas raízes amostradas conforme se verifica na Tabela 16. No entanto, chumbo e bário ficaram abaixo dos limites de detecção.

**Tabela 16.** Concentração dos analitos ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nas amostras de raízes. Replicatas (n) igual a 2

Tratamento	Cr	Pb	Ba
Controle	50,23	< LD	< LQ
6T	63,90	< LD	< LQ
8T	66,97	< LD	< LQ
RCD 10 6T	76,10	< LD	< LQ
RCD 10 8T	65,23	< LD	< LQ
RCD 20 6T	65,30	< LD	< LQ
RCD 20 8T	69,64	< LD	< LQ
RCD 40 6T	65,30	< LD	< LQ
RCD 40 8T	51,46	< LD	< LQ
Limite de detecção	0,03 $\text{mg Kg}^{-1}$	0,05 $\text{mg Kg}^{-1}$	0,3 $\text{mg Kg}^{-1}$
Limite de quantificação	1 $\text{mg kg}^{-1}$	-	5 $\text{mg Kg}^{-1}$

<LD: Abaixo do limite de detecção. <LQ: Abaixo limite de quantificação.

Andrade et al. (2009), em estudo de fitoextração encontraram baixa mobilidade do elemento Pb em plantas de aveia-preta (*Avena strigosa*), estando o elemento imobilizado nas raízes das plantas, indicando baixo potencial de translocação e a atuação de mecanismo de resistência das plantas em solos altamente contaminados, corroborando com Spiro & Stiglioni (2009).

No entanto, Silva, Vitti & Trevizam (2007), em estudo de fitorremediação de solo contaminado, concluíram que as raízes de arroz limitaram a translocação de Cd, Cu, Fe, Mn e Pb para a parte aérea, enquanto as raízes de soja limitaram a translocação de Cd, Cu, Fe e Pb para a parte aérea, ao passo que plantas de arroz e soja restringiram a transferência de Cd e Cu do solo para o grão, o que não ocorreu com Mn e Zn. As plantas de arroz limitaram a transferência de Pb do solo para o grão, enquanto as de soja não.

Quanto ao sistema foliar, os elementos bário, chumbo e cromo ficaram abaixo dos limites de detecção no presente trabalho, resultando em condições de não translocação de metais, o que se traduz em condições de segurança ambiental.

Em plantas, a absorção e translocação de cromo dependem da espécie. Devido a sua afinidade por cargas negativas, o cromo é imobilizado, principalmente, nas raízes e não na superfície radicular (MERLINO, 2010).

Plantas de aveia possuem potencial de fitorremediação (CAETANO, 2018), fato que pode explicar a fixação de cromo nas raízes e não translocação para sistema foliar, além da possível interação de microorganismos presentes no solo,

como fungos micorrízicos arbusculares (FMA), os quais podem auxiliar no processo de fixação de metais tóxicos em raízes (SANTOS, 2017).

## 5.5 ANÁLISE DO PERCOLADO PELAS COLUNAS DE LIXIVIAÇÃO

O acúmulo de metais tóxicos em solos causa grande preocupação em relação à segurança ambiental, pois estes elementos podem contaminar e poluir os organismos dos solos ou serem translocados para plantas e animais através da cadeia alimentar (SILVA et al., 2007).

Segundo Bertoncini & Mattiazzo (1999) a mobilidade de metais tóxicos no solo pode ser acelerada em condições de campo pelo fluxo preferencial da solução do solo no perfil, bem como pela formação de complexos facilmente transportáveis de metais e ligantes orgânicos, além do fato do fluxo de lixiviado em colunas de solos homogêneos, talvez subestime a mobilidade de metais devido ao transporte via fluxo preferencial.

No entanto, segundo López-Uceda et al. (2018), as condições de laboratório podem superestimar o potencial efeito poluente de conteúdo lixiviado de RCD em comparação com as condições reais em campo. Os autores utilizaram RCD em consórcio com substrato comercial na produção de telhados verdes na Espanha, obtendo conteúdo lixiviado por água das chuvas com presença de metais tóxicos, no período de seis meses, em condições inferiores às normas de segurança ambiental da União Europeia (UE).

Após a implementação da metodologia descrita no presente trabalho, os elementos cromo, chumbo e bário no lixiviado (Presentes em maiores quantidades nas amostras de RCD), obtido através do percolado pelas colunas de lixiviação, ficaram abaixo dos limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) da técnica adotada (Cromo: LD 0,03 mg L<sup>-1</sup>, LQ: 0,1 mg L<sup>-1</sup>; Chumbo: LD: 0,05 mg L<sup>-1</sup>; Bário: LD: 0,3 mg L<sup>-1</sup>), demonstrando a viabilidade ambiental da aplicação nas dosagens estabelecidas, sem o risco de contaminação de mananciais e águas subterâneas corroborando Roussat et al. (2008), López-Uceda et al. (2018) e Weiler & Vollpracht (2020).

RCD possuem grande capacidade de adsorção de metais tóxicos por mecanismos de quimiosorção (REIS et al., 2020; WANG & CHEN, 2017). A presença de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), bem como bactérias presentes

nos solos, pode contribuir para fixação dos metais tóxicos e poluentes, quando em simbose com plantas, além da aplicação de RCD em consórcio com fontes de matéria orgânica em solos degradados favorecer a colonização de microorganismos benéficos ao solo (MURCIA et al., 2007; SANTOS, 2017).

Costa et al. (2009) obtiveram resultados semelhantes em estudo envolvendo resíduos de indústria de papel reciclado, utilizando Cambissolo e Neossolo em colunas de lixiviação por 140 dias, resultando em teores máximos lixiviados de bário, cromo e chumbo abaixo dos limites permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), sendo  $0,050 \text{ mg L}^{-1}$  para bário;  $0,0067 \text{ mg L}^{-1}$  para cromo e  $0,0067 \text{ mg L}^{-1}$  para chumbo, em dosagens de 0,10,20,40 e  $80 \text{ t ha}^{-1}$  de resíduos.

A solubilidade e mobilidade do bário é maior em solos arenosos, aumentando com a redução do pH e da quantidade de matéria orgânica. O bário pode reagir com metais, óxidos e hidróxidos do solo, limitando desta forma a sua mobilidade e aumentando sua adsorção. No mesmo sentido o bário solúvel pode reagir com sulfatos e carbonatos presentes na solução do solo formando sais insolúveis (sulfatos e carbonatos de bário) e, em solos com elevado conteúdo de sulfato (como no presente estudo), e carbonato de cálcio, sua mobilidade é reduzida. O bário também é incapaz de formar complexos solúveis com materiais húmicos e fúlvicos, que também reduzem sua mobilidade (USEPA, 2005; MERLINO, 2010).

O cromo no solo é totalmente dependente da especiação do metal, que ocorre em função do potencial redox e do pH do solo. Na maioria dos solos há predomínio de  $\text{Cr}^{3+}$  em função da rápida redução de  $\text{Cr}^{6+}$  (solúvel) para  $\text{Cr}^{3+}$  (insolúvel) (MERLINO, 2010).

Segundo Castilho, Vidor & Tedesco (2001) a redução do  $\text{Cr}^{6+}$  a  $\text{Cr}^{3+}$  é uma reação comum no solo, desde que a quantidade adicionada de  $\text{Cr}^{6+}$  não ultrapasse a capacidade redutora do carbono orgânico,  $\text{Fe}^{2+}$  ou  $\text{Mn}^{2+}$  presentes no solo, sendo que a adição de matéria orgânica e a atividade microbiana no solo podem reduzir totalmente o  $\text{Cr}^{6+}$  para  $\text{Cr}^{3+}$  em curto período de tempo.

O  $\text{Cr}^{3+}$  apresenta baixa solubilidade e reatividade, o que resulta em baixa mobilidade no meio ambiente, conseqüentemente com baixa toxicidade para os organismos vivos (SPIRO & STIGLIONI, 2007).

O chumbo está diretamente relacionado à matéria orgânica, limitando sua mobilidade, permanecendo cerca de 43% ligado a esta, e o restante ligado a outros compostos como óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, carbonatos e fosfatos



(XIAN, 1989). O íon  $Pb^{2+}$  tem a capacidade de formar complexos com compostos húmicos do solo à medida que o valor do pH do solo é elevado (BORGES & COUTINHO, 2004).

Em solos com pH menos elevado, os metais tendem a apresentar maior disponibilidade devido à maior concentração de íons  $H^+$  competindo com outros cátions nos sítios disponíveis dos minerais presentes no solo, liberando assim os metais para a solução. Além, a presença de argilominerais expansivos, presentes nos resíduos de cerâmica que compõem o RCD, também podem ter favorecido a baixa mobilidade de chumbo no solo (MARTINS & FIGUEIREDO, 2014).

Outros fatores também podem influenciar o comportamento de metais tóxicos no solo, como o pH, textura do solo, potencial redox, composição mineral, CTC, teor e qualidade dos compostos orgânicos da fase sólida e da solução do solo, resultando desta forma em competição por sítios de adsorção e quelação, além das propriedades específicas de cada metal (MCBRIDE et al., 2004).

## 6 CONCLUSÕES

O presente trabalho abre a perspectiva de um novo uso sustentável para RCD segregados e reciclados, em consórcio com CEC, na recuperação de solos degradados e outras possibilidades, como a utilização controlada na produção de mudas de variedades culturais vegetais, ajardinamento de áreas públicas e telhados verdes.

O RCD caracterizado em sua composição química no presente trabalho, em consórcio com CEC, possui características apropriadas para a produção de solos com a finalidade de recuperação de áreas degradadas pela mineração à céu aberto, como áreas de mineração de argila.

A análise da composição química do RCD obtido no município de Criciúma, SC, através da técnica de FRX, para resíduos coletados no período de doze meses, demonstrou homogeneidade para os elementos químicos detectados, sendo a média do coeficiente de variação (CV) de 16,9 % para os óxidos e 15,78% para elementos menores encontrados nas amostras analisadas.

O substrato produzido pelo consórcio de resíduos contém elementos necessários ao bom desenvolvimento do solo. Proporcionou melhoria nos aspectos físico-químicos, desenvolvendo a estrutura, textura e capacidade de infiltração. Elevou a capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases, devido à presença de minerais macro e micronutrientes fundamentais à qualidade dos solos.

A caracterização química demonstrou a alta presença de óxidos de cálcio no RCD, o que proporcionou elevação do pH, contribuindo para uma recuperação mais efetiva de solos ácidos. O tratamento RCD 40 8T, resultou em teores de cálcio de  $1,06 \text{ t ha}^{-1}$ , o que equivale a  $1,483 \text{ t ha}^{-1}$  de CaO.

O consorciamento de RCD e CEC proporcionou aporte de potássio ao solo produzido, totalizando um valor expressivo de  $322 \text{ kg ha}^{-1}$  de potássio, ou seja,  $388 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O}$  possuindo este elemento fertilizante um alto valor financeiro no mercado internacional, variando sua cotação atual no Brasil entre R\$ 4.000,00 a 5.000,00 por tonelada, além dos custos com transporte.

Apesar da presença de cromo e bário no RCD estar acima dos limites definidos pela Resolução CONAMA 420/2009, não houve contaminação do conteúdo lixiviado pela irrigação por metais tóxicos avaliados no presente experimento. Não

houve contaminação do tecido foliar de *Avena strigosa* por mecanismos de translocação de chumbo, cromo e bário.

Houve produção crescente de biomassa e crescimento foliar de *Avena strigosa* de acordo com a elevação da dosagem de RCD em consórcio com CEC, atingindo uma produção de  $0,8 \text{ t ha}^{-1}$  de massa seca para dosagem de  $40 \text{ t ha}^{-1}$  de RCD em consórcio com  $8 \text{ t ha}^{-1}$  de CEC e crescimento foliar médio de 25 cm, indicando elevação na fertilidade do solo produzido.

O presente estudo demonstrou que a aplicação em solo das dosagens de 10, 20 e 40% em massa de RCD reciclado classe A em consórcio com 6 e  $8 \text{ t ha}^{-1}$  de CEC, é viável e seguro para o meio ambiente, sem risco de contaminação de águas subterrâneas, solo e plantas, com aumento da fertilidade do solo e melhoria dos seus atributos físicos e químicos.

A dosagem de RCD10 8T demonstrou-se viável e ambientalmente segura por proporcionar ajuste de pH adequado a maioria das culturas vegetais, dispensando calagem do solo com calcário, elevação da fertilidade pelo aumento da concentração de potássio, elevação da CTC e Saturação por Bases, com capacidade de proporcionar economia na aquisição em volume de material e correspondente custo com transporte.

No entanto, o teor de fósforo no presente trabalho, ficou abaixo do recomendado para principais culturas agrícolas, sendo necessário buscar uma fonte segura de fósforo a ser consorciada com RCD para maior efetividade.

O uso correto de RCD devidamente segregado e reciclado, após criteriosa análise amostral de sua composição química, pode abrir caminho para o fechamento do ciclo de resíduos de duas grandes cadeias produtivas: mineração e construção civil, favorecendo ao desenvolvimento sustentável pleno.

## 7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

1. Aprimorar a técnica de cominuição e segregação de RCD, com fins de tornar mais vantajosa e viável comercialmente a utilização destes resíduos em larga escala, com fins de extração da parcela ativa de compostos químicos nutrientes para vegetais e corretivo de pH, com melhor aproveitamento da parcela estéril ( $\text{SiO}_2$ ) como areia;
2. Avaliar a aplicação de RCD reciclado classe A em consórcio com outras fontes de fósforo, em campo e com outras culturas vegetais;
3. Avaliar a viabilidade econômica da aplicação de RCD classe A devidamente segregado e reciclado em consórcio com fontes seguras de matéria orgânica em solos degradados, na produção de substrato para áreas de cultivo agrícola, produção de mudas e telhados verdes.

## REFERÊNCIAS

- ALLEONI, L.R.F.; BORBA, R.P; CAMARGO, O.A. Metais tóxicos: da cosmogênese aos solos brasileiros. In: Tópicos em Ciência do Solo, Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, vol. IV, pp.1-42, 2005.
- ALMEIDA, F. Estudo mostra danos causados no fundo do Rio Jacuí após extração ilegal de areia. Portal G1. Disponível em: <<https://g1.globo.com/rs/rio-grande-do-sul/estudo-mostra-danos-causados-no-fundo-do-rio-apos-extraçao-irregular-de-areia-no-fundo-do-rio-jacui.ghtml>> Acesso em: 19 nov. 2018.
- ALMEIDA, R.O.P.O.; SÁNCHEZ, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, 29: 47-54, 2005.
- AMARAL, A.S.; DEFELIPO, B.V.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F. Liberação de Zn, Fe, Mn e Cd de quatro corretivos da acidez e absorção por alface em dois solos. **Pesq. Agropec. Bras.**, 29:1351-1358,1994.
- ANDRADE, M. G. et al. Metais tóxicos em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. I - Fitoextração. **Rev. Bras. C. Solo**, v.33, p.1879-1888, 2009.
- ARAUJO, A.S.F; MONTEIRO, R.T.R. Indicadores biológicos da qualidade do solo. **R. Biosci. J.**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, July./Sept., 2007.
- ARAUJO, G.H.S.; ALMEIDA, J.R.; GUERRA, A.J.T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. São Cristovão/RJ: Ed. Bertrand Brasil Ltda, 2005.
- ASPACER, REVISTA. Mar. 2012, ano IV, n. 36, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.007** – Amostragem de Resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004** - Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- AUBERT, H.; PINTA, M. Trace elements in soils. In: Developments in soil science. New York, Elsevier, v. 7, 1977.
- BARTH, R.C. Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil. Boletim Técnico nº 1. SIF/UFV, Viçosa, MG, 1989.
- BERTONCINI, E.I; MATTTIAZZO, ME. Lixiviação de metais tóxicos em solos tratados com lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, 23:737-744,1999.
- BORGES, M.R.; COUTINHO, E.L.M. Metais tóxicos do solo após aplicação de biossólido. II – disponibilidade. **R. Bras. Ci. Solo**, v.28, p.557- 568, 2004.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 05 de outubro de 1988. Contém emendas Constitucionais posteriores. Brasília, DF: Senado, 1988.

BRASIL. **Decreto Lei 6.938** de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a política nacional de meio ambiente, seus fins e mecanismos de aplicação e dá outras providências. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm)>. Acesso em 08 set.2016.

BRASIL. **Decreto Lei 97.632** de 10 de abril de 1989. Dispões sobre a regulamentação do artigo 2º, VIII da Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981 e dá outras providências. Disponível em < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1980-1989/D97632.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm) >. Acesso em 08 set.2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama n. 001**, de 23 de janeiro de 1986. Diário Oficial da União, Brasília, 23 jan. 1986

BRASIL. **Lei 9.605**, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasil, 12 de fevereiro de 1998.

BRASIL. **Lei n.º 9.985**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º , incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm) >. Acesso em 08 set.2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama n. 307**, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, 17 jul. 2002.

BRASIL. **Resolução Conama n. 357**, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 8 out. 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama n. 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. Diário Oficial da União, Brasília, 31 dez. 2009. págs. 81-84.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305/2010** - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)>. Acesso em 04.07. 2016.

Brasil. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis no 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato20112014/2012/lei/L12651compilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20112014/2012/lei/L12651compilado.htm). Acesso em: 01 mar. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama n. 481**, de 03 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 04 out. 2017.

CAETANO, P.A.S. **Emprego do capim braquiária e aveia preta na fitoextração de chumbo e níquel**. Dissertação de Mestrado: Universidade de Ribeirão Preto. Ribeirão Preto, 2018, 59 fl.

CALVO, S.M.R. **Residuos peligrosos de la construcción en Costa Rica y sus impactos al ambiente**. Trabalho final de graduação. Engenharia Ambiental. Escola de Química: Instituto Tecnológico da Costa Rica: Catargo, Costa Rica, 2017. 82 fl.

CARVALHO, A.G.M et al.. Compostagem como processo catalisador para a reutilização dos resíduos de fábrica de celulose e papel. In: XXXV CONGRESSO E EXPOSIÇÃO ANUAL DE CELULOSE E PAPEL. **Anais...**São Paulo, 2002.

CASTILHOS, D.D; VIDOR, C; TEDESCO M. J. R. Redução química e biológica do cromo hexavalente aplicado ao solo. **Bras. Ci. Solo**, 25:509-514, 2001.

CASTRO, H.; GÓMEZ, M. **Fertilidad de suelos y fertilizante**. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo, p. 77-137, 2013.

CHEN, Y; ZHOU,Y. The contents and release behavior of heavy metals in construction and demolition waste used in freeway construction. **Environmental Science and Pollution Research** 27:1078–1086: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07067-w>, 2020.

CHRISTOFOLETTI, S. R.; MORENOB, M. M. T. Sustentabilidade da Mineração no Pólo Cerâmico de Santa Gertrudes, São Paulo – Brasil. **Cerâmica Industrial**, 16:3. Maio/Junho, 2011.

CONSELHO DA UNIÃO EUROPÉIA. **Directiva 98/83/CE** de 3 de Novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. Jornal oficial das comunidades europeias. Disponível em: < <https://www.iasaude.pt/index.php/saude-vigilancia/aguas/legislacao-documentacao-agua-consumo-humano/658-diretiva-98-83-ce>>. Acesso em: 18 set. 2019.

CORREA, R.S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: manual para revegetação**. Brasília: Universa, 2007.

COSTA, E. O. et al.. Percolação de poluentes em solos após aplicação de resíduos de fábrica de papel reciclado. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 2, p. 409-418, abr./jun. 2009.

COSTA, N. A. A. **A reciclagem do resíduo de construção e demolição**: uma aplicação da Análise Multivariada. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2003.

DEMÉTRIO, J.V; COSTA, A.C.T; OLIVEIRA, P.S.R. Produção de biomassa de cultivares de aveia sob diferentes manejos de corte. **Pesq. Agropec. Trop.**, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 198-205, abr./jun. 2012.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. Anuário Mineral Brasileiro 2009. Brasília: DNPM, 2010.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. Anuário Mineral Brasileiro 2015. Brasília: DNPM, 2016.

DONER, H.E. Chloride as a factor in mobilities of Ni(II), Cu(II), and Cd(II) in soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, 42:882-5, 1978.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa solos, 2006.

EPA - United States Environmental Protection Agency. Sustainable management of construction and demolition material. Disponível em: <<https://www.epa.gov/smm/sustainable-management-construction-and-demolition-materials>>. Acesso em 02 jul. 2021.

EUROSTAT- European Statistical.Recovery rate of construction and demolition wast. Disponível em: <[https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/cei\\_wm040/default/table?lang=en](https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/cei_wm040/default/table?lang=en)>. Acesso em 02 jul 2021.

ESPAÑA. **Orden AAA/661/2013**, de 18 de abril, por la que se modifican los anexos I, II y III del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE, núm. 97, de 23 de abril de 2013, páginas 31080 a 31111 (32 págs.) Disponível em: <<https://www.boe.es/eli/es/o/2013/04/18/aaa661>>. Acesso em: 18 set. 2019.

FASSBENDER, H. **Química de suelos con énfasis em suelos de América Latina**. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura: San José-Costa Rica, 1986.

FERREIRA, J.A.; DOS ANJOS, L. A. Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 3, n. 17, p. 689-696, maio/jun., 2001.



FERNANDEZ-NARANJO, F.J et al. Recycled construction and demolition waste in mining rehabilitation. **Transactions on Ecology and The Environment**, Vol 202, Wit Press, 2016.

FILIZOLA,H.F; GOMES,M.A.F; SOUZA,M.D. (Ed.). Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental, 2006. 169 p.

FLOSS, E. L. et al. Crescimento, produtividade, caracterização e composição química da aveia Branca. **Acta Scientiarum Animal Science**, Maringá, v. 29, n. 1, p. 1-7, 2007.

GRECCO, F.C.A.R et al. Produtividade e composição química de gramíneas temperadas na cidade de Araçatuba-PR. **Colloquium Agrariae**. v.7, n.1, jan-jun, 2011.

GUERRINI,I.A., CORRADINI,L., VALLE,C., VILLAS BÔAS,R.L., BÜLL,L.T. Use of activated sludge in eucalyptus plantations in Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST SOILS, 4, Vila Real, 2000. **Abstracts...** Vila Real, International Soil Science Society, 2000. p.217-218.

HUGEN,C et al.. Teores de Cu e Zn em perfis de solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.17, n.6, 2013, p.622–628.

IBA- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. Relatório Técnico: São Paulo, 2019.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de vegetação**. Brasília-DF, 1990.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Dados do município de Criciúma. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/criciuma/panorama>>. Acesso em: 18 set. 2020.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA APLICADA- Diagnóstico dos resíduos sólidos da construção civil. Relatório técnico. Brasília: IPEA, 2012.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Estudo Estratégico da Cadeia Produtiva da Indústria Cerâmica no Estado de São Paulo. Relatório Técnico. CTGEO: São Paulo, 2018.

IUSS - Working Group WRB: World Reference Base for Soil Resources 2014. **International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, 2014.

KULAIF, Y. Produção de argilas no Brasil. In: WORKSHOP SOBRE MINERAÇÃO EM SANTA GERTUDES E REGIÃO. DNPM/ CETESB. Santa Gertudes, 2012.

KUMARA, G.M.P et al.. Reviews on the applicability of construction and demolition waste as low-cost adsorbents to remove heavy metals in wastewater. **International Journal of Geomate**. Vol.14, pp.44-51, 2018.

LASSO, P.R.O. **Avaliação da utilização de resíduos de construção civil e demolição reciclados (RCD-R) como corretivos de acidez e condicionadores de solo**. Tese. Universidade de São Paulo, Programa de Pós Graduação em Ciências. Piracicaba, 2011. 122 fl.

LASSO, P.R.O. et al. Avaliação do uso de resíduos de construção e demolição reciclados como corretivo da acidez do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, 37:1659-1668, 2013.

LIU, J.; XING, F.; DONG, B.; MA, H.; PAN, D. Study on Surface Permeability of Concrete under Immersion. **Materials**, 7(2),2014. p. 876-886.

LÓPEZ-UCEDA, A et al. Risk assessment by percolation leaching tests of extensive green roofs with fine fraction of mixed recycled aggregates from construction and demolition waste. **Environ Sci Pollut Res** 25:36024–36034, 2018.

LORA, R. **Propiedades químicas del suelo**. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo. Ciencia del Suelo, principios básicos, 2010.

LUCENA, F.T; SEVERO, P.J.S; ARAUJO,J.L; VERIATO, R.G. Enxofre elementar melhora os atributos químicos de um solo degradado pelo excesso de sais e de sódio. In XXXV CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. SBCS, **Anais...**Natal, 2015.

LUNA-RAMOS, L.; SOLÉ-BENET, A. Erosión del suelo acentuada por un acolchado de gravilla en una ladera en restauración en canteras de Almería (sede España). In XVII CONFERENCIA DE LA ORGANIZACIÓN INTERNACIONAL DE LA CONSERVACIÓN DE SUELOS: SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL ATRAVÉS DE LA CONSERVACIÓN DE SUELOS (ISCO), 2013.

LUZ, A. B., SAMPAIO, J. A., FRANÇA, S. C. A. **Tratamento de Minérios**. 5ª Ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2010.

MACHADO, L. A. Z. **Aveia: forragem e cobertura do solo**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2000.

MCBRIDE, M., RICHARDS, B.; STEENHUIS, T. Bioavailability and crop uptake of trace elements in soil columns amended with sewage sludge products. **Plant and Soil** 262, 71–84, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000037031.21561.34>

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2ª ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997.

MARQUES, A.C.R. et al. Desempenho da mistura de aveia preta e azevém em função da adubação orgânica e mineral. **Rev. Ceres**, Viçosa, v. 61, n.1, p. 112-120, jan/fev, 2014.

MARTINS, J; FIGUEIREDO, B.R. Testes de mobilidade de chumbo e arsênio em solo contaminado em Apiaí (SP). **Geochimica Brasiliensis** 28(2): 189-200, 2014.

MATTIGOD, S.V.; GIBALI, A.; PAGE, A.L. Effect of ionic strength and ion pair formation on the adsorption of nickel by kaolinite. *Clays and Clay Minerals*, **Lawrence**, 27:411-6,1979.

MATOS, W.O; NÓBREGA, J.A. Especificação de cromo em cimentos e derivados de cimento brasileiros. **Quim. Nova**, vol. 32, no. 8, 2094-2097, 2009.

MECHI, A.; SANCHES, D. L. The Environmental Impact of Mining in the State of São Paulo. **Estudos Avançados**. Vol.24, n.68, p. 209-220, 2010. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ea/a/TNzjZ3HD8K6rCvSSWPtsZgC/?lang=en&format=pdf>>. Acesso em: 07 jul 2021.

MEJÍA-RESTREPO, E.; OSORNO-BEDOYA, L.; OSÓRIO-VEGA, N.W. Resíduos de la construcción: una opción para la recuperación de suelos. **Revista EIA**, 12(E2) junio, pp. E55-E60. [Online], 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.14508/reia.2015.12.E2.55-60>> Acesso em 18 nov. 2016.

MENEGAKI,M; DAMIGOS, D. A review on current situation and challenges of construction and demolition waste management. **Green and Sustainable Chemistry**, v.13, p.8–15, 2018.

MERLINO, L.C.S. **Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em Latossolo que recebeu lodo de esgoto por onze anos consecutivos**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias: Jaboticabal, 2010. 92 fl.

META - ASSISTENCIA TÉCNICA DOS SETORES DE ENERGIA E MINERAL. Diagnóstico Socioeconômico e Ambiental da Mineração em Pequena Escala no Brasil (MPE). Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral – SGM: Brasília, 2019.

MIOTTO A. **Calcário calcítico e dolomítico e alterações nos atributos de solos e plantas sob sistema de plantio direto**. Dissertação de mestrado: Universidade de Santa Maria, 2009.

MIRANDA, L.F et al. Panorama atual do setor de reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO. **Anais...** Porto Alegre: ANTAC, 2016.

MME - MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Anuário Mineral 2019. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral: Brasília, 2019.

MONTEIRO, J.H.P, et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MOTTERSHEAD, D.; G ORBUSHINA, A .; L UCAS, G .; W RIGHT, J . The Influence of Marine Salts, Aspect and Microbes in the Weathering of Sandstone in Two Historic Structures. **Building and Environment**, 38(9), p. 1193-1204, 2003.

MURCIA, F.J et al.. Assessment of mining soil improvement after construction and demolition wastes amendment additions evaluated by microbiological analysis. **Global Nest Journal**, Vol 9, No 3, pp 224-228, 2007.

NAKAGAWA , J; ROSOLEM, C.A. Teores de nutrientes na folha e nos grãos de aveia-preta em função da adubação com fósforo e potássio. **Bragantia**, Campinas, v.64, n.3, p.441-445, 2005.

NUNES, M. B. **Impactos ambientais na indústria da cerâmica vermelha**. Rede de Tecnologia e Inovação. Rio de Janeiro: REDETEC, 2012.

PINTO, T. P. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1999. 189 fl.

PRADO, R.M; ROMUALDO, L.; do VALE, D.W. Resposta da aveia preta à aplicação de fósforo sob duas doses de nitrogênio em condições de casa-de-vegetação. **Acta Sci. Agron**. Maringá, v. 28, n. 4, p. 527-533, Oct./Dec., 2006.

PREFEITURA MUNICIPAL DE TRÊS LAGOAS. Aterro de RCD. Disponível em: <<http://www.treslagoas.ms.gov.br/noticia/imasul-concede-licenca-de-operacao-para-aterro-de-residuo-da-construcao-civil/2634/>> Acesso em 18 nov. 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE VALINHOS. Usina de RCD. Disponível em: <<http://www.valinhos.sp.gov.br/noticias/valinhos-tera-usina-de-reciclagem-de-material-da-construcao-civil>>. Acesso em 18 nov. 2018.

PUP0, N.I.H. **Manual de pastagens e forrageiras**: formação, conservação, utilização. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1979. 3 43 p.

RAMALHO, A.M.; PIRES, A.M.M. Viabilidade do uso agrícola de resíduos de construção civil e da indústria cerâmica: atributos químicos. In CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTIFICA,3.,2009, Campinas. **Anais...**Campinas:ITAL;IAC;Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009.

REIS, G.S et al. Adsorption and recovery of phosphate from aqueous solution by the construction and demolition wastes sludge and its potential use as phosphate-based fertiliser. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. n.8, 2020.

RIBAS, C.G. Antropossolos: Proposta de ordem. Colombo: Embrapa Florestas, 2004.

ROCHA, J.H.T; GONÇALVES, J.L.M; GODINHO, T.O; SOUZA FILHO, L.F.S. Nutrição e fertilização com enxofre e uso de gesso em plantações de eucalipto. Circular Técnica n. 208. IPEF, 2015.

ROUSSAT, N. et al. Leaching behaviour of hazardous demolition waste, **Waste Management**, Volume 28, Issue 11, 2008.

SANTOS, E.C.G. **Aplicação de resíduos de construção e demolição reciclados (RCD-R) em estruturas de solo reforçado**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007. 173 p.

SANTOS, R.P. Avaliação da taxa de colonização por fungos micorrízicos arbusculares em solo em consórcio com resíduos de corte de granito e macrófitas aquáticas. **R. gest. sust. ambient.**, Florianópolis, v. 7, n. 2, p. 690-703, abr./jun., 2018.

SBCS-Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 10. ed.: Porto Alegre, 2004.

SCHAFER, C.O.; ROCHA, J.C.; CHERIAF, M. Estudo do comportamento de lixiviação de argamassas produzidas com agregados reciclados. **Exacta**, São Paulo, v.5, n.2, p. 243-252,2007.

SECRETARIA DE GEOLOGIA, MINERAÇÃO E TRANSFORMAÇÃO MINERAL – SGM. Anuário Estatístico 2011: Setor de Transformação de Não Metálicos. Brasília: SGM, 2010.

SILVA, E.A. et al.. Efeitos da rochagem e de resíduos orgânicos sobre aspectos químicos e microbiológicos de um solo exposto e sobre o crescimento de *Astronium fraxinifolium* Schott. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.2, p.323-333, 2008.

SPIRO, T.G; STIGLIANI, W.M. **Química ambiental**. 2 ed. São Paulo:Pearson,2009.

STAPPE, J.L; BALLONI, E.A. O uso de resíduos da indústria de celulose como insumos na produção florestal. **IPEF**, n.40, p.33-37,1988.

SUÁREZ-SILGADO, S; MOLINA, J.D.A; MAHECHA,L; CALDERÓN, L. Diagnóstico y propuestas para la gestión de los residuos de construcción y demolición en la ciudad de Ibagué (Colombia). **Gestión y Ambiente** 21(1), p. 9-21, 2018.

TABOADA, G.L. et al. Exploratory data analysis and data envelopment analysis of construction and demolition waste management in the European economic area. **Sustainability**, 12, 4995; doi:10.3390/su12124995, 2020.

TEDESCO, M.J., et al. Análise de solo, plantas e outros materiais. Boletim técnico nº 05, ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995, 174 p. il.

TREVISAN, D.C. et al. **Avaliação dos indicadores de desenvolvimento do solo em áreas em recuperação**. COPEC – Science and Education Research Council – SHEWC, 2011.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Method 3050B**: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils, Revision 2. Washington, EPA, 1996. 12p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Ecological soil screening levels for barium**. Washington: EPA, 2005. 80p.

VASQUEZ, B.A.F. **Produção de solo a partir de carvão mineral**. Tese. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais, Porto Alegre, BR-RS, 2015.172 fl.

VEINTIMILLA, J.A.R. **Metodología para el control y manejo de residuos de construcción y demolición de edificaciones de la ciudad de Machala**. Dissertação. Mestrado. Unidade Acadêmica de Engenharia Civil: Centro de Estudos de Pós-Graduação. Univeridade de Machala, Equador. 2017, 52 fl.

XIAN, X. Effect of chemical forms cadmium, zinc and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. **Plants and Soil**. v. 115, n. 2, p. 257-264, 1989.

YILMAZ, T; ERCIKDI, B. Efect of construction and demolition waste on the long-term geo-environmental behaviour of cemented paste backfill. **International Journal of Environmental Science and Technology**: <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03359-2>, 2021.

YU, D. et al. Characterizing the environmental impact of metals in construction and demolition waste. **Environmental Science and Pollution Research**, 25:13823–13832, 2018.

WANG, C; CHEN, X. Preparation and characterization of granular zeolite material from construction and demolition waste for lead removal. **Desalination and Water Treatment** 1–6, 2017. Doi: 10.5004/dwt.2017.20695, 2017.

WEILER, L; VOLLPRACHT, A. Leaching of Carbon Reinforced Concrete - Part 1: Experimental Investigations. **Materials**. V.13, 4405; doi:10.3390/ma13194405, 2020.

WEST, D.C.; SHUGART, H.H.; BOTKIN, D.B. (Eds.) **Forest succession: concepts and applications**. New York: Springer-Verlag, 1981.