

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS DE CURITIBANOS
DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA, BIODIVERSIDADE E FLORESTAS
CURSO DE ENGENHARIA FLORESTAL

Vitoria Cozer

Modificações químicas no solo após adição de cinzas de indústria madeireira

Curitibanos, SC

2023

Vitoria Cozer

Modificações químicas no solo após adição de cinzas de indústria madeireira

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Douglas Adams Weiler

Curitibanos, SC

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Cozer, Vitoria

Modificações químicas no solo após adição de cinzas de indústria madeireira / Vitoria Cozer ; orientador, Douglas Adams Weiler, 2023.

50 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Graduação em Engenharia Florestal, Curitibanos, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Florestal. 2. Cinzas, poder de alcalinização, pH, aporte de nutrientes. I. Weiler, Douglas Adams . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Florestal. III. Título.

Vitória Cozer

Modificações químicas no solo após adição de cinza de indústria madeireira

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Bacharel em Engenharia Florestal” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Florestal

Curitiba, 30 de maio de 2023.



Documento assinado digitalmente
MARCELO BONAZZA
Data: 14/06/2023 08:25:18-0300
CPF: ***.641.899-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Marcelo Bonazza
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:



Documento assinado digitalmente
Douglas Adams Weiler
Data: 13/06/2023 21:25:57-0300
CPF: ***.111.820-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Douglas Adams Weiler
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina



Documento assinado digitalmente
DJALMA EUGENIO SCHMITT
Data: 14/06/2023 07:49:50-0300
CPF: ***.180.539-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Dr. Djalma Eugênio Schmitt
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina



Documento assinado digitalmente
Karina Soares Modes
Data: 14/06/2023 12:22:35-0300
CPF: ***.082.240-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof^a. Dr^a. Karina Soares Modes
Avaliadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado aos meus queridos pais, Vania e Álvaro.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha vida, por me abençoar e iluminar, me dando a força necessária durante a graduação.

Aos meus pais, Vania e Álvaro, por todo carinho e amor, por sempre se fazerem presente e me apoiarem como podiam, incentivando e me motivando. Ao meu irmão, Joaquim, pela sua amizade e amor.

Ao Fernando, por todo o apoio e motivação.

Ao meu orientador, professor Dr. Douglas Adams Weiler, por aceitar me orientar neste trabalho, pela paciência e ensinamentos, muito obrigada!

A Madeireira Madesonda por disponibilizar a cinza para a realização deste estudo.

A Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pela parceria nas análises.

Ao grupo de pesquisa em fertilidade do solo, principalmente aos meus colegas Hellyson Dias Barros e Marcos Alex Magagnin, pelo auxílio desde o início da pesquisa nas análises laboratoriais.

Aos técnicos do laboratório de química, Cláudio e Ketlin por todo auxílio prestado durante as análises.

As amigadas que fiz durante a graduação.

A Universidade Federal de Santa Catarina, pela oportunidade em me graduar, pelo ensino de qualidade e por todo seu corpo docente.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

O Brasil se destaca a cada ano no setor florestal em plantios de *Pinus* e *Eucalyptus*. Ambos os gêneros ao serem processados nas indústrias acabam por gerar resíduos na cadeia produtiva. O principal problema encontrado é a falta de destinação correta para esses resíduos, sendo um deles a serragem. Atualmente a destinação da serragem se dá para o comércio e queima em caldeiras para produção de energia. Após a serragem sofrer a queima em caldeiras, um destino viável além da produção de energia é a aplicação das cinzas no solo. As cinzas apresentam potencial de alcalinizar o solo, pois apresentam em sua composição carbonato de cálcio, além de apresentarem pH alcalino. O objetivo deste estudo foi determinar o potencial de neutralização deste resíduo e seus efeitos com relação a modificações químicas no solo, como a atividade de H^+ e $H^+ + Al$ e a disponibilidade de cátions cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}) e potássio (K^+) após a aplicação de diferentes doses de cinzas. O estudo consistiu de uma incubação utilizando um Cambissolo Húmico e um Neossolo Quartzarênico com doses de cinzas equivalentes a 0, 5, 10, 20 e 40 $Mg\ ha^{-1}$. As avaliações das modificações químicas no solo após a adição de cinzas foram realizadas nos tempos 45 e 90 dias após o início da incubação. As cinzas apresentaram majoritariamente tamanho de partícula inferior a 0,3 mm. As cinzas apresentaram alto teor de C (21%), indicando que o processo de queima da serragem é incompleto. Os teores de K^+ nas cinzas foram relativamente baixos, enquanto que os teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} foram semelhantes aos reportados na literatura. O poder de neutralização das cinzas foi de aproximadamente 3%. A adição de diferentes doses de cinzas causou leve redução da acidez ativa no Cambissolo Húmico e no Neossolo Quartzarênico, mas não houve efeito dos tratamentos sobre a acidez potencial. Os resultados mostraram que a adição de cinza de indústria madeireira aumentou os teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , no entanto, não apresentou efeito sobre a disponibilidade de Al^{+3} . Os teores de K^+ disponível, em ambos os solos, diminuíram conforme o aumento das doses de cinza. A aplicação de cinzas oriundas de resíduos florestais se mostrou uma alternativa para aumentar a disponibilidade de nutrientes como Ca^{+2} e Mg^{+2} no solo, embora não tenha sido eficiente na correção de acidez do solo.

Palavras-chave: Cinzas. Poder de alcalinização. pH. Aporte de nutrientes.

ABSTRACT

Brazil stands out every year in the forestry sector due to *Pinus* and *Eucalyptus* plantations. However, both genres, when processed, generate waste in the production chain. The main problem encountered is the lack of proper disposal for this waste, including sawdust. Currently, sawdust is used for trading and burned in boilers for energy production. An additional viable option, apart from energy production, is the application of ash to the soil after sawdust is burnt. Ashes have the potential to alkalize the soil because they contain calcium carbonate and have an alkaline pH. The objective of this study was to determine the neutralization potential of this residue and its effects on chemical modifications in the soil. These modifications include the activity of H^+ and $H^+ + Al$, as well as the availability of calcium (Ca^{+2}), magnesium (Mg^{+2}), and potassium (K^+) cations after applying different doses of ash. The study involved incubation using a Cambisol and a Neosol with ash doses ranging from 0 to 40 Mg ha⁻¹. Chemical modifications in the soil were estimated at 45 and 90 days after the start of incubation. The ashes predominantly had a particle size smaller than 0.3 mm. They had a high carbon content (21%), indicating incomplete burning of the sawdust. The potassium (K^+) contents in the ashes were relatively low, while the calcium (Ca^{+2}) and magnesium (Mg^{+2}) contents were similar to those reported in the literature. The neutralizing power of the ash was approximately 3%. The addition of different doses of ash led to a slight reduction in active acidity in the Cambisol and Neosol, but it had no effect on potential acidity. The results showed that adding ash from the timber industry increased the contents of calcium (Ca^{+2}) and magnesium (Mg^{+2}), but had no effect on the availability of aluminum (Al^{+3}). The potassium (K^+) contents decreased as the ash doses increased in both soils. Applying ash from forest residues proved to be an alternative for increasing the availability of nutrients such as calcium (Ca^{+2}) and magnesium (Mg^{+2}) in the soil. However, it was not efficient in correcting soil acidity.

Keywords: Ash. Alkalinization power. pH. Nutrient supply.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Serragem sendo conduzida para queima na caldeira (A). Caldeira (B). Cinza úmida recém-saída da caldeira (C). Cinza seca (D). Cinza depositada no pátio da empresa (E).....	24
Figura 2 - Amostras de cinza em repouso após agitação (A). Determinação do pH da amostra (B).....	25
Figura 3 - Determinação do poder de neutralização da cinza (A). Momento onde o pH neutro foi atingido pela amostra (B).....	26
Figura 4 - Potes de acrílico contendo a mistura solo + cinzas (A e B). Amostras na incubadora (C). Secagem das amostras em estufa a 105°C após período de incubação (D).....	27
Figura 5 - Determinação da acidez ativa dos solos (A). Determinação da acidez potencial dos solos (B). Amostras após as análises (C).....	28
Figura 6 - Erlenmeyers em agitador circular horizontal.....	29
Figura 7 - Sobrenadante de cada amostra acondicionado em refrigerador.....	29
Figura 8 - Amostra para determinação do teor de cálcio anteriormente a titulação (A). Amostra após a titulação com a mudança da coloração para azul (B).....	30
Figura 9 - Amostra de magnésio antes da titulação (A). Amostra posteriormente a titulação, com a mudança da coloração (B).	31
Figura 10 - Amostra de alumínio antes da titulação (A). Amostra após titulação, apresenta com coloração rosa (B).....	31
Figura 11 - Amostras posteriormente a agitação (A). Amostras após período de decantação (B).	32
Figura 12 - Aferimento do fotômetro com as soluções-padrão (A). Leitura de amostra (B)...	33
Figura 13 - Acidez ativa (H^+) em Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico após o período de incubação com as doses de cinza ($Mg\ ha^{-1}$).....	37
Figura 14 - Acidez potencial ($H^+ + Al$) em Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico após o período de incubação com as doses de cinza ($Mg\ ha^{-1}$).	38
Figura 15 - Teor de cálcio ($cmol_c\ dm^{-3}$) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira ($Mg\ ha^{-1}$).	39
Figura 16 - Teor de magnésio ($cmol_c\ dm^{-3}$) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira ($Mg\ ha^{-1}$).....	41
Figura 17 - Teor de alumínio ($cmol_c\ dm^{-3}$) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira ($Mg\ ha^{-1}$).	42

Figura 18 - Teor de potássio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira (Mg ha^{-1}). 43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização físico-química dos solos utilizados na incubação.....	23
Tabela 2 - Análise da composição química da cinza.....	34

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al^{+3} Alumínio trocável

Árv ha^{-1} Árvore por hectare

ASE Alta área de superfície específica

Ca^{+2} Cálcio trocável

C Carbono

CaCO_3 Carbonato de cálcio

cm^3 Centímetro cúbico

$\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ Centímol por decímetro cúbico

$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ Centímol por quilograma

CTC Carga de Troca de Cátions

EDTA Ácido etilenodiamino tetra-acético

g Grama

g kg^{-1} Grama por quilograma

g cm^3 Grama por centímetro cúbico

g/L Grama por litro

ha Hectare

HCl Ácido clorídrico

H^+ Acidez ativa

$\text{H}+\text{Al}$ Acidez potencial

H_2SO_4 Ácido sulfúrico

K^+ Potássio

KCl Cloreto de potássio

M Mol

Mg^{+2} Magnésio trocável

Mg ha⁻¹ Megagrama por hectare

mL mililitro

mm milímetro

MO Matéria Orgânica

mol L⁻¹ Mol por litro

MOS Matéria Orgânica do Solo

Na Sódio

N Nitrogênio

NaOH Hidróxido de sódio

pH Potencial hidrogeniônico

SMP Shoemaker, McLean e Pratt

TFSA Terra fina seca ao ar

ton ha⁻¹ Tonelada por hectare

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo Geral.....	16
1.1.2	Objetivos Específicos	16
2	REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1	SETOR MADEIREIRO	17
2.2	QUEIMA DE RESÍDUOS PARA PRODUÇÃO DE ENERGIA	18
2.3	CINZAS MADEIREIRAS	19
2.4	MODIFICAÇÕES QUÍMICAS NO SOLO APÓS A APLICAÇÃO DE CINZAS	21
3	METODOLOGIA.....	23
3.1	COLETA DOS SOLOS E CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS	23
3.2	COLETA DA CINZA.....	23
3.3	CARACTERIZAÇÃO DA CINZA.....	24
3.3.1	Caracterização física e química das cinzas.....	24
3.4	INCUBAÇÃO DOS SOLOS	26
3.4.1	Avaliações	27
3.4.2	Determinação de H⁺ e H⁺ + Al dos solos após a incubação.....	27
3.4.3	Determinação de Ca⁺², Mg⁺² e Al⁺³ dos solos após a incubação	28
3.4.4	Determinação de K⁺ após a incubação	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
4.1	Caracterização da cinza madeireira	34
4.1.1	Composição química.....	34
4.1.2	Granulometria da cinza	36
4.2	Caracterização dos solos após incubação	37
4.2.1	Acidez ativa	37
4.2.2	Acidez potencial	38
4.2.3	Cálcio	39
4.2.4	Magnésio.....	40
4.2.5	Alumínio	42
4.2.6	Potássio	43

5	CONCLUSÃO.....	45
	REFERÊNCIAS.....	46

1 INTRODUÇÃO

O setor florestal madeireiro no Brasil se fortalece a cada ano com o aumento da área com plantios de espécies comerciais e a instalação de indústrias consumidoras de madeira, contribuindo assim para a economia e PIB brasileiro. De acordo com a Indústria Brasileira de Árvores (2022), os principais gêneros utilizados nas indústrias são o *Eucalyptus* e *Pinus*, que participam com 75,8% e 19,4%, respectivamente, do total de área plantada. Ressalta-se que os plantios de ambos os gêneros são responsáveis pela quase totalidade do abastecimento industrial e portanto, quando processados são geradores de resíduos florestais. De acordo com Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os geradores são responsáveis pela destinação adequada dos resíduos. A destinação dos resíduos madeireiros tem sido foco de discussão e alvo de diversos estudos, pois podem ter sua origem em diversos pontos da cadeia produtiva florestal, abrangendo desde o momento onde a madeira é colhida até o beneficiamento das toras.

A serragem é um subproduto gerado a partir do processamento mecânico da madeira na indústria. Parte deste material pode ser comercializado ou queimado em caldeira para produção de energia (IBÁ, 2020). No ano de 2018, o Brasil exportou mais de 1,6 milhões de toneladas de resíduos que incluíam a serragem (ACR, 2019). Na maioria das indústrias madeireiras onde se utiliza madeira serrada, esse material se acumula nos pátios e se torna um passivo ambiental. A serragem e demais resíduos também podem ser utilizadas na produção de painéis de partículas, no entanto, um dos destinos que pode ser dado a este material é a sua queima em caldeiras específicas para produção de energia térmica e elétrica nas empresas de beneficiamento de madeira. Segundo a Indústria Brasileira de Árvores (2022) cerca de 63,6% da serragem produzida dentro das indústrias madeireiras é utilizada para produção de energia através da queima da biomassa. Após a queima incompleta da serragem nas caldeiras (pirólise rápida) tem-se a geração de um resíduo de alta área de superfície específica e com poder de neutralização de acidez, a cinza madeireira.

De acordo com a Indústria Brasileira de Árvores (2022), os resíduos da queima em caldeira, bem como casca, galhos e folhas apresentam como potencial destinação a proteção e adubação do solo, além da possibilidade de serem destinados à compostagem. A destinação das cinzas madeireiras é incerta em diversos países além do Brasil. Com isso, há um consumo desnecessário dos recursos naturais, como a ocupação do solo para deposição das cinzas, tornando a destinação desses resíduos um grande desafio (LIMA, 2021). Porém a sua aplicação no solo é uma prática que vem sendo adotada cada vez mais em vários países devido a busca

por métodos alternativos de uso e aproveitamento deste material, já que a deposição em aterros e lagoas é cara e existe dificuldade na obtenção de novas áreas.

Contudo, a incerteza sobre a composição deste material e o tipo de solo onde o material será aplicado exige estudos locais. A composição das cinzas de origem madeireira é dependente das condições de queima e também da matéria prima utilizada para a sua produção. Ou seja, sua composição nutricional e química envolve fatores como a espécie utilizada, parte da planta que é queimada (casca, galhos, folhas) e as condições envolvidas na combustão do material. Portanto, a cinza acaba por ser um material altamente heterogêneo, não permitindo generalizações sobre o seu uso (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001).

Diversos estudos têm demonstrado o elevado potencial da cinza de modificar as características químicas do solo onde é incorporado, demonstrando alta capacidade alcalinizante e neutralizante (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001). A cinza apresenta em sua constituição sais de cálcio, potássio e magnésio, além de óxidos de alumínio, sódio e manganês (SILVA, 2018). Esses fatores, portanto, além de fazerem com que as cinzas neutralizem a acidez do solo, podem aportar nutrientes em plantios florestais, demonstrando sua capacidade de reciclagem (AUGUSTO; BAKKER; MEREDIEU, 2008). Desse modo, esse resíduo de pirólise rápida da serragem e cavacos pode ser aplicado ao solo, aportando nutrientes e melhorando as características químicas do solo, podendo agir como um método alternativo para alcalinizar o solo, causando aumento do pH e da disponibilidade de nutrientes.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar as modificações químicas em solo argiloso (Cambissolo Húmico) e arenoso (Neossolo Quartzarênico) após aplicação de cinza de origem na indústria madeireira.

1.1.2 Objetivos Específicos

Caracterizar a composição química e poder de neutralização da cinza de pinus resultante da queima de serragem em caldeira;

Determinar a acidez ativa e potencial do solo após a aplicação da cinza de madeira;

Determinar os teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , Al^{+3} e K^{+} no solo após aplicação de doses de cinza de madeira.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 SETOR MADEIREIRO

O setor madeireiro brasileiro apresenta uma ampla variedade de produtos que abrangem diferentes áreas, mas todas elas se encontram sobre uma mesma base florestal, trazendo consigo geração de emprego e ganhos socioeconômicos, além de ser uma área de grandes investimentos e pesquisas. O setor de árvores plantadas, de acordo com a Indústria Brasileira de Árvores (2017) é responsável por 91% da madeira utilizada para fins industriais e em 2019, correspondeu a 6,2% do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro. Já a receita bruta, no mesmo ano foi de 97,4 milhões de reais, sendo 12,6% maior em relação ao ano de 2018 (IBÁ, 2020). Em 2021, houve um crescimento de 4,8% no consumo de madeiras de árvores plantadas para fim industrial em comparação ao ano de 2020 (IBÁ, 2022).

A atividade florestal que mais participou no aumento do PIB foi a produção de celulose e papel com 46,5% (IBÁ, 2020). Em função disso, a Balança Comercial florestal foi afetada positivamente apresentando um saldo de 10,7 milhões em 2021, crescendo 20% em relação ao ano anterior (IBÁ, 2022). Como consequência, o setor madeireiro representou aproximadamente 2,97 milhões de empregos no país de forma direta ou indireta (IBÁ, 2022). Essa grande quantidade de empregos gerados se dá devido aos 9,6 milhões de hectares de florestas plantadas no país de acordo com o IBGE (2020). Desses 9,6 milhões de hectares plantados no Brasil, 828,9 mil ha se encontram no estado de Santa Catarina que tem um setor florestal bastante diverso, mas com foco nos plantios florestais de *Pinus* ssp. No estado, 33% das florestas plantadas se encontram na região Serrana (municípios de Lages, Santa Cecília e Otacílio Costa) em virtude das boas características edafoclimáticas (ACR, 2019). Devido a sua extensa base florestal, Santa Catarina busca investir no fornecimento de produtos florestais madeireiros e não madeireiros dentro da cadeia produtiva para empresas que fazem essa demanda, tanto dentro quanto fora do estado. Incluso nessa diversidade de produtos tem-se no estado a produção de biomassa vegetal e madeira serrada (ACR, 2019).

Sendo um país com alta produtividade no setor florestal, a geração de resíduos tanto de produtos florestais madeireiros ou não-madeireiros é observada em vários momentos da cadeia produtora, da colheita até o processamento das toras (RABELO *et al.*, 2020). Os resíduos florestais são sobras de outras atividades industriais e que tem menor valor comercial. Por sua vez eles também podem ser causadores de problemas ambientais quando não são utilizados e reaproveitados de forma correta.

Um dos resíduos gerados em maior quantidade nas atividades florestais é a serragem, produzida nas operações de corte com serras e o seu volume pode representar até 12% do volume total da matéria prima (CORONEL *et al.*, 2008), e cujo destino viável tem sido a exportação. Só em 2018 o Brasil exportou mais de 1,6 milhões de toneladas de resíduos madeireiros que incluíam a serragem utilizados para fins energéticos no Japão com 56%, seguido da China e Portugal com 25% e 9% respectivamente (ACR, 2019). De acordo com IBÁ (2022) as cascas, folhas, cavacos, serragem e licor preto participam no ano de 2021 com 63,6% do total de toneladas de resíduo florestal, sendo destinados para a geração de energia. Destes, a serragem pode ser reutilizada no setor das árvores plantadas e pode ainda ser queimada em caldeiras com finalidade de produção de energia.

2.2 QUEIMA DE RESÍDUOS PARA PRODUÇÃO DE ENERGIA

A indústria madeireira utiliza resíduos florestais através da queima como alternativa para produção de energia. Além de ser uma fonte renovável, a queima de resíduos florestais pode representar economia em energia, uma vez que o material está prontamente disponível na indústria e não tem destinação prevista. De acordo com Barros (2019), esses resíduos são gerados em quantidades significativas, sendo que no ano de 2016 no Brasil o setor florestal gerou mais de 48,7 milhões de toneladas de resíduos sólidos e deste, 70% foram na própria atividade florestal e 30% nas indústrias madeireiras, sendo grande parte destes mantidos no campo ao invés de serem usados para a produção energética.

Devido ao setor florestal ser altamente amplo, os plantios de pinus e eucalipto são manejados visando atender a demanda da indústria para produção de painéis, móveis, construção civil, bioenergia, papel e celulose. De toda a destinação dada as árvores plantadas, 38,7% da madeira é destinada a produção de carvão vegetal e lenha. Todos esses resíduos por não terem uma destinação ou descarte correto são mal aproveitados e muitas vezes exportados para outros países quando podem ser uma fonte de energia alternativa de biomassa vegetal para as próprias empresas madeireiras.

Sendo assim, a biomassa é uma fonte de energia renovável, pouco poluente e barata ao ser comparada aos combustíveis fósseis, e que pode ser uma alternativa para redução de custos da empresa. A queima pode ser realizada a partir do material lenhoso que é produzido na floresta e também dos resíduos da própria indústria. com forte contribuição para a economia e redução da pressão sobre os recursos fósseis ou novos recursos naturais. De acordo com IBÁ (2020) a partir do momento em que os resíduos começaram a ser reutilizados, 67% tiveram sua

destinação para geração de energia, diminuindo gastos e aumentando a produtividade das fábricas.

Sob o ponto de vista energético, os resíduos lenhosos apresentam características favoráveis quanto a sua composição, que é de 42-44% de celulose nas coníferas e 45-47% nas folhosas, 27-29% de hemicelulose para coníferas e 30-35% de folhosas, 28-31% de lignina nas coníferas e 20-24% nas folhosas, além de extrativos, que correspondem a 8-10% e 5-7% nas coníferas e folhosas respectivamente (PEDRAZZI *et al.*, 2019). Ao queimar biomassa rica em lignina obtém-se carvão com teor elevado de carbono além de se ter maior rendimento gravimétrico que trata da quantidade de carvão produzido e a quantidade de madeira enforada (ESPER, 2016; ROCHA, 2011). Portanto, a serragem também apresenta alto teor de C. A geração de energia térmica elétrica nas indústrias, ocorre pela queima dos resíduos. Essa energia se forma a partir da incineração do material, sua combustão direta, briquetagem, gaseificação e a pirólise (SANTOS, 2020). A pirólise que é a queima controlada origina a cinza madeireira.

2.3 CINZAS MADEIREIRAS

As cinzas madeireiras são formadas no processo de carbonização do material lenhoso. As cinzas são compostas especialmente pela porção inorgânica da madeira, correspondendo ao resíduo mineral dos componentes do lenho e casca da espécie florestal que sofreu o processo de carbonização. Apresentam alto potencial de uso como condicionador de solos devido a ser um material em que parte do Ca^{+2} é encontrado na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3), explicando seu efeito calcárico. Além disso, sua capacidade de neutralizar o pH do solo é alta, pois as cinzas apresentam altos valores de pH, variando de 8,9 a 13,5 (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001; REID; WATMOUGH, 2014).

Além do cálcio, elemento mais abundante, é observada a presença de potássio, magnésio, fósforo e ferro que também são frequentemente encontrados óxidos de alumínio, sódio e manganês além de diversos outros minerais. A concentração de nitrogênio nas cinzas por sua vez é reduzida, já que o mesmo sofre volatilização durante o processo de combustão do material lenhoso (SILVA, 2018; REID; WATMOUGH, 2014). Dentre os compostos citados, denota-se que o principal componente da cinza é CaCO_3 . Dessa forma, a capacidade de neutralizar a acidez do solo das cinzas está diretamente relacionada a formação dos carbonatos no processo de combustão da madeira, sendo este altamente variável (AUGUSTO; BAKKER; MEREDIEU, 2008).

Demeyer, Nkana e Verloo (2001) avaliaram as diferentes concentrações dos elementos N, P, Ca, Mg e K nas cinzas de caldeira e verificaram percentuais médios de 0,06% de N, 0,42% de P, 18% de Ca, 0,97% de Mg e 2,27% para o K. A baixa presença ou até mesmo ausência de nitrogênio nas cinzas se deve ao processo de oxidação durante a queima. Em algumas situações onde a queima da biomassa pode ser incompleta, há a geração de cinzas com considerável quantidade de C (BIESER; THOMAS, 2019). Dos elementos encontrados nas cinzas, o Ca, Mg e K são os mais solúveis em sua composição, sendo o silício e alumínio os mais insolúveis (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001). As cinzas, portanto, chegam a apresentar 50% de capacidade neutralizante de CaCO_3 , sendo necessária duas toneladas de cinzas para uma de cálcio de carbonato (AUGUSTO; BAKKER; MEREDIEU, 2008).

Atualmente existem dois tipos de cinzas madeireiras produzidas em larga escala, as cinzas que são originárias da combustão direta da madeira e as originárias de fábricas de celulose e papel. Segundo Demeyer, Nkana e Verloo (2001) a primeira apresenta maiores teores de K e Ca assim como maior teor dos demais elementos da sua composição, apresentando apenas menor quantidade de Al. A composição das partículas das cinzas madeireiras são inferiores a 1,0 mm, sendo estas mais de 80% (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001). Durante o processo de combustão do lenho, os compostos orgânicos nele presentes são mineralizados, os cátions por sua vez se transformam em óxidos posteriormente hidratados de forma lenta. Além da mineralização ocorrente na combustão, é a temperatura unida com o armazenamento das cinzas que indica se a alcalinidade apresentada será maior ou menor (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001).

Como a composição das espécies florestais é muito variável, a velocidade com a qual a pirólise ocorre também muda, pois, a morfologia dos materiais é distinta. O tecido vegetal utilizado no para a queima aumenta a variação na composição elementar das cinzas, de modo que a queima de galhos e raízes apresenta maior riqueza de elementos do que a queima apenas do tronco. A queima de folhas e cascas também demonstra maior teor de elementos, sendo de 5 a 10 vezes maior comparada a composição de apenas do tronco (PITMAN, 2022). Madeiras também apresentam distinção na composição química das cinzas a depender se for madeira dura ou macia, onde as madeiras duras apresentam maior quantidade de K e P e menor quantidade de Si e Ca que as macias.

Outro fator que influencia diretamente na composição elementar das cinzas é a composição química do solo onde a floresta é plantada, sendo que um solo mais rico quimicamente e com maior disponibilidade de nutrientes como Ca, Mg e K. Os valores equivalentes de neutralização das cinzas são bastante consideráveis, apresentando a variação de

13,2 a 92,4% e acordo com Pitman (2006), ou seja, dependendo da matéria prima e da parte do tecido vegetal que sofrerá a pirólise, a cinza irá apresentar diferentes características, o que implica diretamente no seu efeito sobre o solo.

2.4 MODIFICAÇÕES QUÍMICAS NO SOLO APÓS A APLICAÇÃO DE CINZAS

As cinzas geradas a partir da queima da biomassa vegetal podem ser utilizadas como corretivo de acidez do solo e também como fonte de nutrientes às culturas. As cinzas originadas da queima de madeira apresentam pH alcalino, com valores variando de 8,9 a 13,5 (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001). Uma proporção significativa das cinzas é formada por óxidos, silicatos, hidróxidos e carbonatos, sendo a solubilidade dos óxidos e hidróxidos que determina a capacidade de correção de pH por este material (MANDRE, 2006). Devido a isso, diversos estudos têm demonstrado que a aplicação das cinzas no solo gera aumento de pH e consequente diminuição do alumínio trocável em solos ácidos. O incremento foi proporcional a dosagem de cinzas aplicadas em quantidade variando de 1 a 44 Mg ha⁻¹ para a camada 0-10 cm de solo. Já nos anos posteriores anos houve aumento da saturação por bases devido a adição das cinzas, afetando inclusive camadas subsuperficiais do solo. O aumento observado pelos autores na capacidade de troca de cátions está relacionado a mudanças que o pH induz na superfície de cargas do solo, de modo que se observou aumento de até 1,5 unidades de pH após a dosagem de cinzas.

Scheepers e Ben du Toit (2016) demonstraram que a aplicação de cinzas de madeira pode aumentar o pH em solos arenosos que são muito pobres em nutrientes. Contudo, os autores destacam que o valor de Equivalência em Carbonato de Cálcio (ECC) é variável, sendo dependente da espécie florestal utilizada bem como a temperatura de combustão. Para valores de ECC, Muse e Mitchell (1995) observaram média de 38% para 16 amostras de cinzas de caldeira para a espécie Cereja-preta, enquanto que Lerner e Utzinger (1986) obtiveram valores médios de 88%. De acordo com estes autores, a variabilidade observada nos valores de ECC se deve aos teores de calcita em cada um dos materiais. Reid e Watmough. (2014) demonstraram a capacidade de neutralização da acidez do solo e melhoria da CTC do solo após a aplicação de cinzas, mesmo em solos com maior conteúdo de matéria orgânica, ou seja, alta acidez potencial.

As doses de cinzas aplicadas são variáveis, mas boas respostas são obtidas mesmo em quantidades relativamente baixas como de 1 a 6 Mg ha⁻¹ (ERIKSSON, 1998; REID; WATMOUGH, 2014). Os efeitos também podem ter efeito duradouro, Augusto, Bakker e Meredieu (2008) atestam que no período de 1-5 anos foram apresentados incremento

significativo no pH, CTC e saturação por bases. Já Pitman (2006) observou efeitos da aplicação de cinzas no pH e na CTC do solo mesmo 16 anos após a aplicação.

A dinâmica e disponibilidade de nutrientes do solo também pode aumentar após a aplicação de doses de cinzas no solo. Scheepers e Ben Du Toit (2016) relatam que após a adição das cinzas ocorreu o aumento da disponibilidade de Ca, Mg e K trocáveis, ao mesmo tempo que diminui a presença de Al e Fe trocáveis. Gómez-Rey, Madeira e Coutinho. (2013) reportam que a aplicação de cinzas pode também favorecer a percolação de nutrientes como Ca, Mg, K e Na para camadas mais profundas no solo. Mesmo em um curto espaço de tempo após a aplicação das cinzas os teores de nutrientes incrementam no solo. Ohno e Erich (1994) observaram aumento de 10 vezes nos teores de Ca e Mg, quatro semanas após a aplicação de cinzas. Os mesmos autores relataram incremento de 15 e 22 vezes nos teores de Ca e Mg, respectivamente, após 72 semanas.

3 METODOLOGIA

O estudo consistiu de uma incubação com dois solos distintos que receberam a aplicação de doses de cinzas de caldeira. Nestes dois solos foram avaliadas as modificações químicas ao longo de 90 dias. Em ambos os solos foi conduzida a avaliação dos teores de acidez ativa, acidez potencial, cálcio, magnésio, alumínio e potássio.

3.1 COLETA DOS SOLOS E CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS

Os solos utilizados no presente estudo foram coletados no município de Curitiba e em Florianópolis, SC. O solo de Curitiba é classificado como Cambissolo Húmico enquanto que o solo coletado em Florianópolis é classificado como Neossolo Quartzarênico. Ambos foram coletados na camada 0-10 cm e diferem entre si quanto a granulometria e também quanto a acidez potencial. Estes após coleta, foram peneirados em peneira com malha de 3,8 mm. O material orgânico (como algumas raízes) que passou pela peneira, foi removido com o uso de pinças. Posteriormente, os solos foram armazenados em sacos plásticos escuros em temperatura ambiente para posterior incubação, sendo aproximadamente 4 kg de cada solo.

Os solos foram caracterizados quanto a granulometria, teores de matéria orgânica, acidez ativa e potencial e presença dos cátions básicos cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), alumínio (Al^{+3}) e potássio (K^{+}). Essa caracterização inicial foi conduzida por um laboratório credenciado à Rede Oficial de Laboratórios de Análise de e consta na tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização físico-química dos solos utilizados na incubação

Solo	pH _{H2O}	Argila	M.O	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Al ⁺³	CTC _{pH 7,0}
		(%)						
							cmol dm ⁻³	
Cambissolo	4,0	48,7	4,1	1,59	1,77	0,17	7,7	28
Neossolo	4,7	17	4,5	0,5	0,5	0,10	1,4	17,8

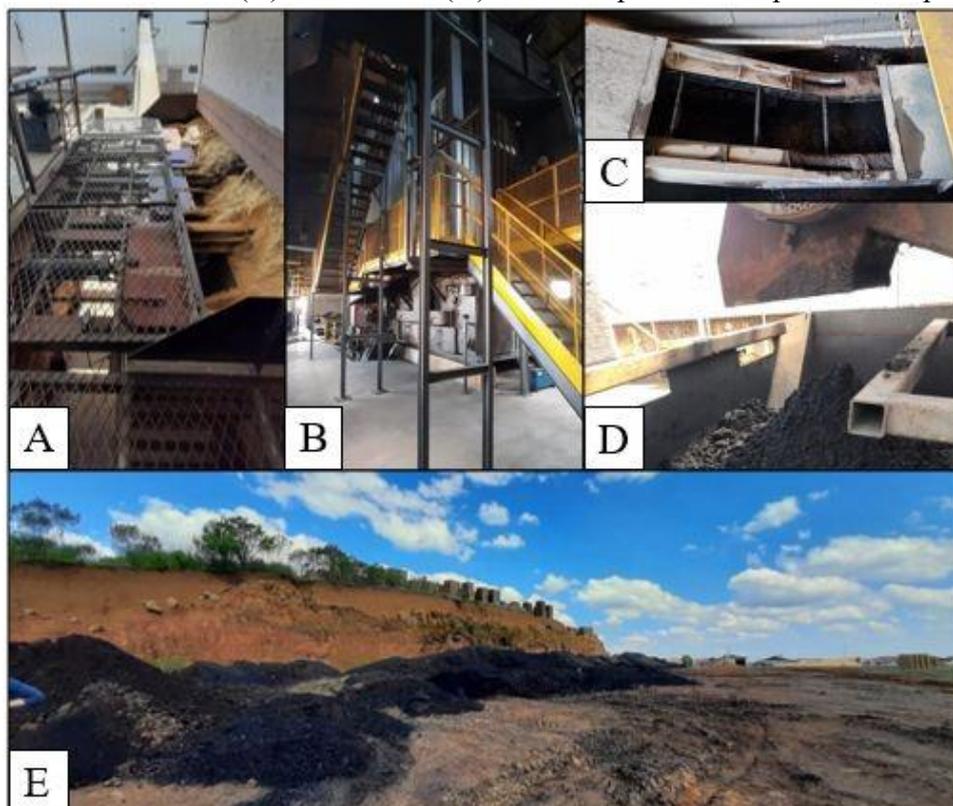
Fonte: Autor (2022).

3.2 COLETA DA CINZA

A cinza utilizada no presente estudo foi oriunda do processo de queima da serragem de *Pinus taeda* e *Pinus elliottii* (aproximadamente 95 e 5%, respectivamente), com idade variando de 10-30 anos, em caldeira operando a temperatura aproximada de 460°C conforme

processo conduzido pela empresa Madesonda Indústria e Comércio de Madeiras LTDA, localizada no município de Curitibaanos, SC. (Figura 1). Antes da queima, a serragem coletada na esteira apresentava 46% de C e 0,12% de N. Aproximadamente 2 kg da cinza foram armazenados em saco plástico escuro, protegida do calor e umidade.

Figura 1 - Serragem sendo conduzida para queima na caldeira (A). Caldeira (B). Cinza úmida recém-saída da caldeira (C). Cinza seca (D). Cinza depositada no pátio da empresa (E).



Fonte: Autor (2021).

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA CINZA

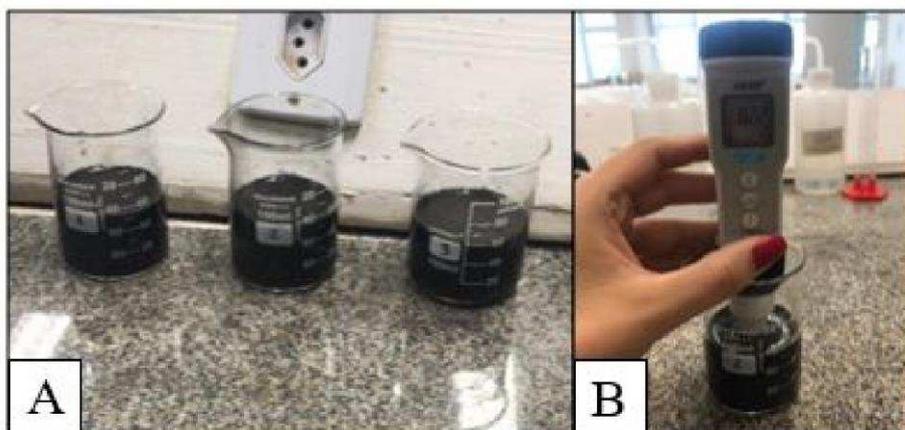
3.3.1 Caracterização física e química das cinzas

Foram coletadas amostras de cinzas na saída da caldeira (cinza úmida devido ao processo de resfriamento em água) e armazenada no campo (exposta as intempéries do tempo). A cinza depois de coletada foi armazenada em saco plástico escuro, protegida do calor e umidade. Posteriormente, as amostras foram misturadas e analisadas quanto a granulometria, mediante peneiramento em malhas de 300 μm , 600 μm e 1 mm. O tamanho dos grânulos foi dividido em > 1 mm, entre 1 e 0,6 mm, entre 0,6 a 0,3 mm e menor do que 0,3 mm.

Para caracterização geral da composição as cinzas foram enviadas a um laboratório de análise de resíduos. De maneira geral, as cinzas foram submetidas a um processo de digestão sulfúrica ou nitroperclórica e a concentração dos nutrientes foi determinada por meio de espectrofotometria ou absorção atômica. Em uma porção da cinza seca em estufa a 105°C foi realizada a determinação dos teores de C e N via combustão seca, em autoanalisador elementar CHNS, no laboratório LabCeN da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Já as determinações de pH e poder de neutralização foram realizadas no laboratório de química da UFSC Curitibanos. A determinação do pH das cinzas foi feita utilizando um medidor de pH com eletrodos de calomelano de vidro e água deionizada. Nesta determinação, de acordo com Singh *et al.* (2017), usou-se 1:10, correspondendo a 3 replicatas com 5 g de cinzas com granulometria < 2 mm misturadas a 50 mL de água deionizada. As amostras foram agitadas mecanicamente por 1 h a 25°C. Após a agitação as amostras foram mantidas em repouso por 30 min, quando então foi realizada a determinação de pH conforme figura 2, segundo metodologia de Singh *et al.*, 2017. O peagâmetro foi calibrado utilizando solução tampão pH 4, 7 e 10.

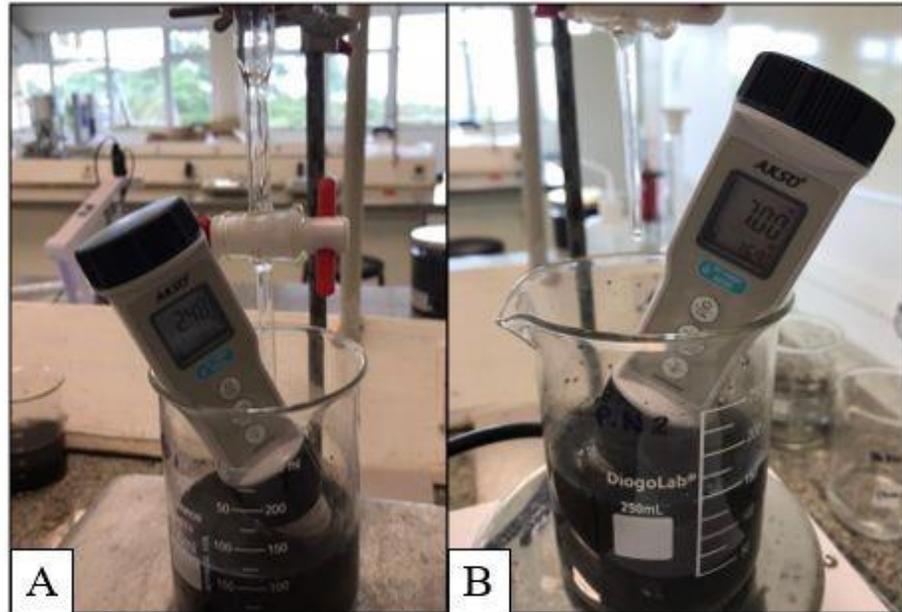
Figura 2 - Amostras de cinza em repouso após agitação (A). Determinação do pH da amostra (B).



Fonte: Autor (2022).

O poder de neutralização da cinza foi determinado pela metodologia de Singh *et al.* (2017) com 3 replicatas. Para isso, 0,5 g de cinza foram misturados a 10 mL de HCl 1 mol L⁻¹ com auxílio do dispensador automático onde foram agitadas horizontalmente por 2 horas a 25°C. Após o período de agitação, a mistura ficou em repouso por 16 horas. Em seguida, as amostras foram tituladas com NaOH 0,5 mol L⁻¹ até que o pH atingido seja neutro (7,0) (Figura 3).

Figura 3 - Determinação do poder de neutralização da cinza (A). Momento onde o pH neutro foi atingido pela amostra (B).



Fonte: Autor (2022).

A determinação do poder de neutralização das cinzas foi calculada pela equação 1.

$$\%eqCaCO_3 = \frac{M*(b-a)*10^{-3}*100.09*100}{2*W} \quad \text{Equação 1}$$

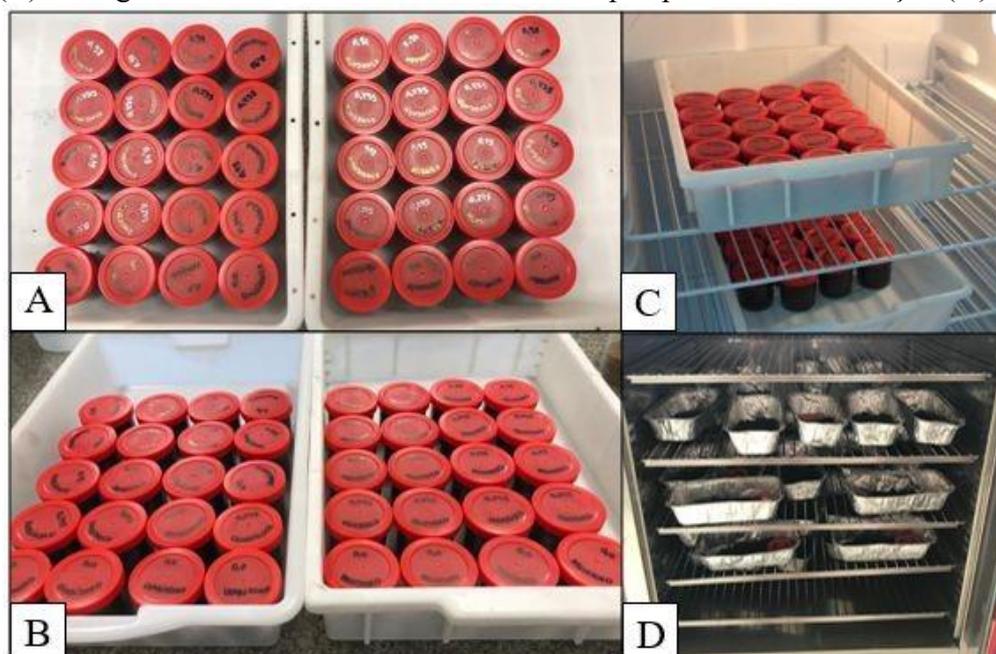
Onde: M = molaridade normalizada do NaOH; b = volume consumido pelo branco; a é o volume consumido pela amostra; 10^{-3} = conversão de mL para L; 100.09 = massa molar do $CaCO_3$; 100 = multiplicação para obtenção de % $CaCO_3$ equivalente; W = massa de cinzas (g); 2 = consumo de mols de H^+ para 1 mol de $CaCO_3$.

3.4 INCUBAÇÃO DOS SOLOS

A incubação dos solos (Cambissolo e Neossolo) com as cinzas foi realizada em recipientes de acrílico com dimensões de 5 cm de altura por 5 cm de diâmetro e capacidade de 110 cm^3 . A umidade de ambos os solos foi ajustada para 60% da capacidade de campo. Para o Cambissolo, cada recipiente recebeu 89,83 g de solo, já para o Neossolo foram pesados 85,49

g em cada recipiente. Os recipientes receberam a dosagem de cinza em quantidades equivalentes a 0, 5, 10, 15 e 20 Mg ha⁻¹, cada dose contou com 4 repetições em cada data de avaliação para cada solo. A mistura solo + cinza foi incorporada, acondicionada e levemente compactada nos potes de acrílico até atingir densidade 1 g cm⁻³. As amostras foram mantidas em câmara de incubação com ausência de luminosidade à 25°C durante 90 dias (Figura 4).

Figura 4 - Potes de acrílico contendo a mistura solo + cinzas (A e B). Amostras na incubadora (C). Secagem das amostras em estufa a 105°C após período de incubação (D).



Fonte: Autor (2022).

3.4.1 Avaliações

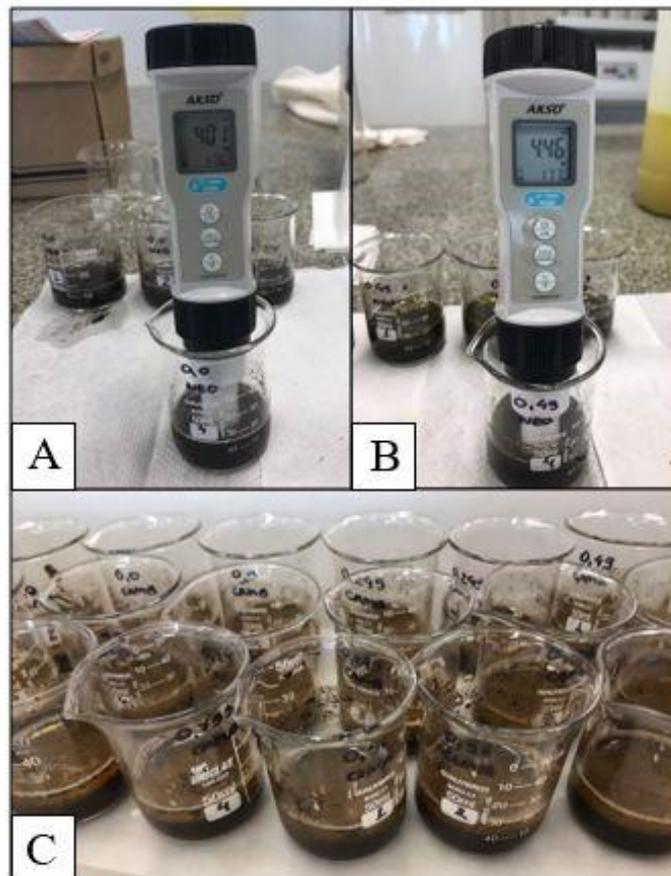
A caracterização das cinzas quanto a composição (C, N, Al⁺³, Ca⁺², Mg⁺², K⁺ e H + Al) de ambos os solos foi realizada antes de iniciar a incubação e após a incubação em dois momentos, aos 45 dias de incubação e aos 90 dias de incubação. Nos solos, após incubação foram determinadas a acidez ativa (H⁺), acidez potencial (H⁺ e H+Al) e os teores de Ca⁺², Mg⁺² e Al⁺³ após aplicação das cinzas.

3.4.2 Determinação de H⁺ e H⁺ + Al dos solos após a incubação

A determinação da acidez ativa e potencial seguiu a metodologia descrita por Tedesco *et al.* (1995). A acidez ativa (H⁺) é determinada pelo pH em água, já a potencial (H⁺ + Al) tem sua avaliação por mudanças no pH após a adição de uma solução tamponada. Para a realização

do procedimento foram pesadas 10 g de solo no copo plástico e adicionados 10 mL de água destilada em cada recipiente, o qual passou por breve agitação para posterior repouso (30 min). Após isso, o recipiente sofreu nova agitação para a leitura do pH. Em seguida foram adicionados 5 mL da solução SMP que sofreu nova agitação seguido de repouso (20 min) para posterior agitação e nova leitura do pH. (Figura 5).

Figura 5 - Determinação da acidez ativa dos solos (A). Determinação da acidez potencial dos solos (B). Amostras após as análises (C).



Fonte: Autor (2022).

3.4.3 Determinação de Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3} dos solos após a incubação

Por serem os principais componentes da CTC (capacidade de troca de cátions) dos solos, a determinação de Ca^{+2} e Mg^{+2} é feita de modo a obter os teores trocáveis. A metodologia seguida foi a de Teixeira *et al.* (2017). Para o procedimento de extração, foram colocados 15 cm^3 de solo em erlenmeyer de 250 mL, posteriormente foi adicionado 150 mL de KCl 1M. Os frascos foram agitados por cinco minutos em agitador horizontal circular (Figura 6) e após isso ficaram em descanso durante uma noite.

Figura 6 - Erlenmeyers em agitador circular horizontal.



Fonte: Autor (2022).

Em seguida, aproximadamente 120 mL do sobrenadante foi pipetado, sem filtrar, e transferido para recipientes de plástico devidamente identificados (Figura 7), sendo alocados em um refrigerador para posterior determinação de cálcio, magnésio e alumínio.

Figura 7 - Sobrenadante de cada amostra acondicionado em refrigerador.



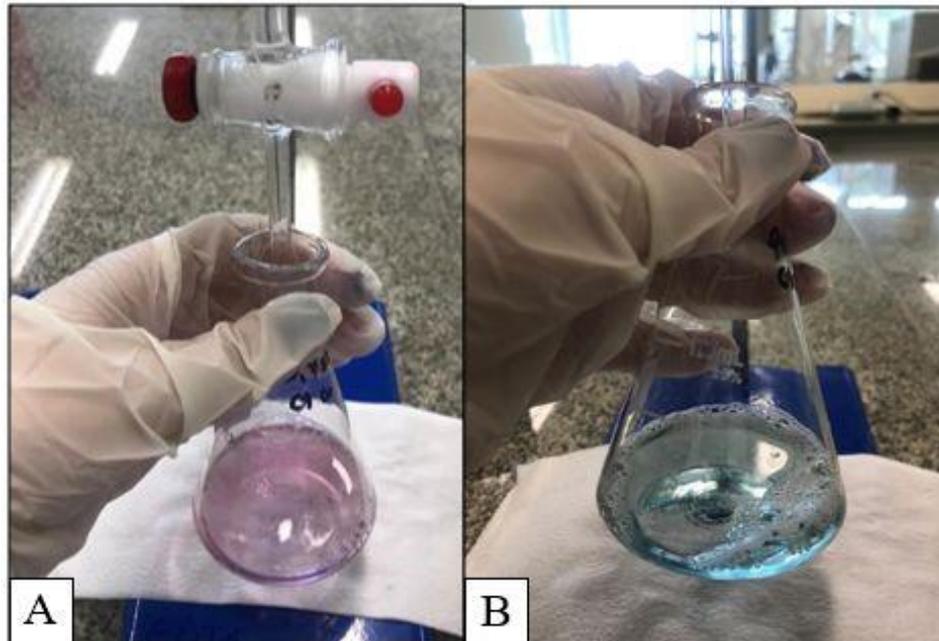
Fonte: Autor (2022).

Para a determinação de Ca^{+2} e Mg^{+2} , foram pipetados 25 mL do extrato e transferidos para erlenmeyer de 125 mL. Em seguida, foram adicionados 4 mL do coquetel de cianeto de potássio, 3 mL de KOH a 100 g/L, uma medida calibrada (30 mg) de ácido ascórbico e uma

medida calibrada de aproximadamente 30 mg do indicador ácido calcon carbônico + sulfato de sódio. A solução foi titulada com solução EDTA 0,0130 M, onde a mudança se deu da coloração vermelho-intenso para azul-intenso (Figura 8).

O teor de Ca^{+2} e Mg^{+2} na amostra foi estimado pela igualdade:
 $\text{cmol}_c \text{ de } \text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}/\text{dm}^3 \text{ de solo} = \text{mL de EDTA } 0,0125 \text{ M gastos na titulação.}$

Figura 8 - Amostra para determinação do teor de cálcio anteriormente a titulação (A). Amostra após a titulação com a mudança da coloração para azul (B).



Fonte: Autor (2022).

Para a análise de cálcio trocável foram pipetados 25 mL do extrato que foi transferido para erlenmeyer de 125 mL. Posteriormente foram adicionados 3 mL de KOH 100 g/L, uma medida calibrada (30 mg) de ácido ascórbico, uma medida calibrada de aproximadamente 30 mg do indicador ácido calcon carbônico + sulfato de sódio. A titulação foi feita com solução de EDTA 0,0130 M. A mudança deu-se do vermelho-intenso para o azul-intenso (Figura 9).

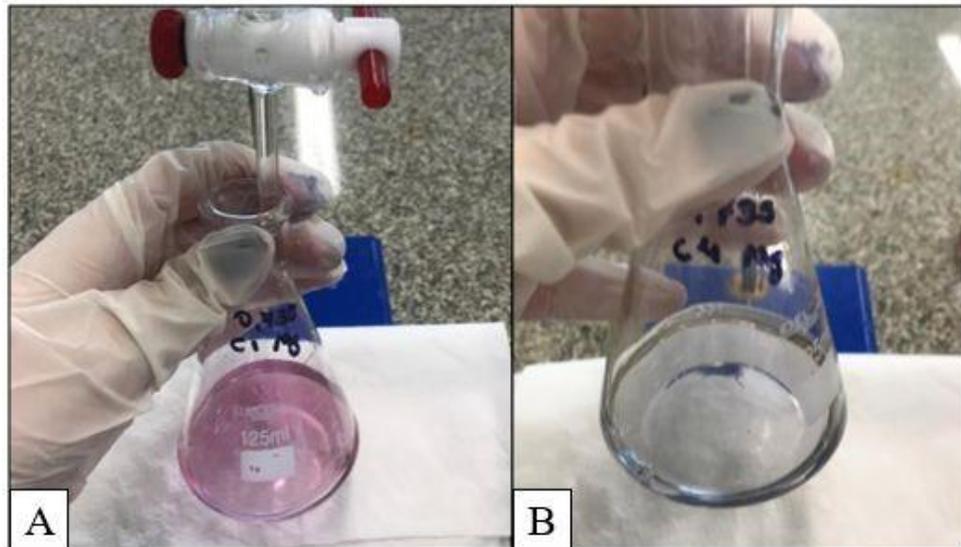
O teor de Ca^{+2} existente na amostra foi estimado pela igualdade:

$\text{cmol}_c \text{ de } \text{Ca}^{+2}/\text{dm}^3 \text{ de TFSA} = \text{mL de EDTA } 0,0125 \text{ M gastos na titulação}$

O teor de Mg^{+2} existente na amostra foi estimado pela igualdade:

$$\text{cmolc de Mg}^{2+}/\text{dm}^3 \text{ de TFSA} = \text{cmolc de Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}/\text{dm}^3 - \text{cmolc de Ca}^{+2}/\text{dm}^3$$

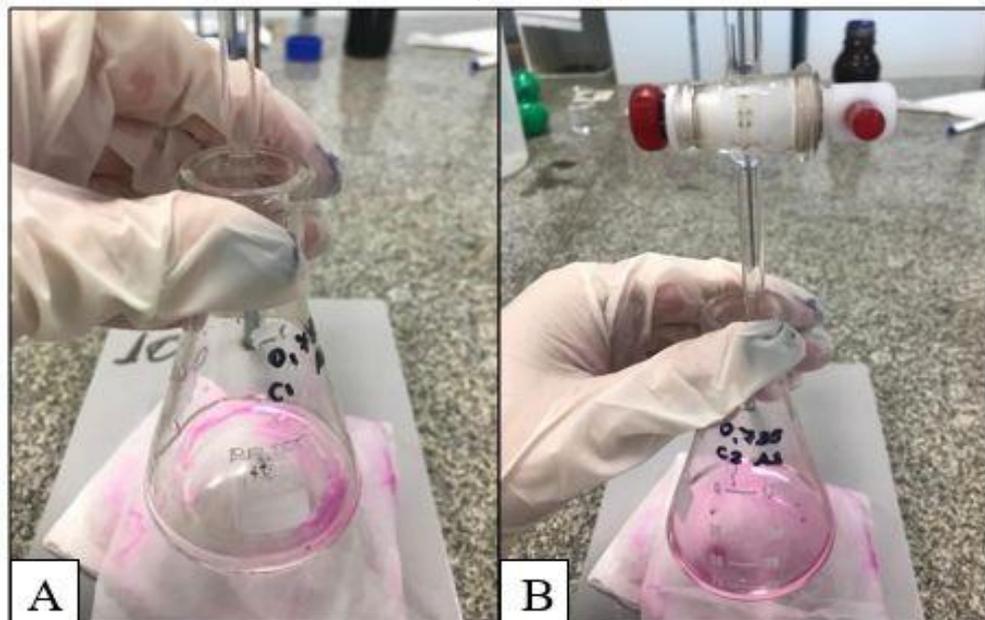
Figura 9 - Amostra de magnésio antes da titulação (A). Amostra posteriormente a titulação, com a mudança da coloração (B).



Fonte: Autor (2022).

Para a análise do Al^{3+} foram pipetados 25 mL da solução e transferidos para erlenmeyer de 125 mL. Posteriormente, foram adicionadas três gotas do indicador fenolftaleína 1%. A titulação foi realizada com solução padronizada de NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$, a titulação ocorreu até a presença da cor levemente rosada (Figura 10).

Figura 10 - Amostra de alumínio antes da titulação (A). Amostra após titulação, apresenta com coloração rosa (B).



Fonte: Autor (2022).

3.4.4 Determinação de K^+ após a incubação

Para a determinação de potássio disponível, utilizou-se a metodologia descrita em Tedesco *et al.* (1995), com leituras realizadas em fotômetro de chama. Para isso, foi utilizada a solução Mehlich 1, sendo esta constituída por uma mistura de HCl 0,05 M + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹. A calibração do fotômetro de chama foi realizada utilizando soluções padrão com concentração de 0, 2, 4, 8 e 10 mg L⁻¹.

O procedimento consistiu em colocar 10 g³ de solo em erlenmeyer de 125 mL, em seguida adicionou-se 100 mL da solução extratora duplo ácida (Mehlich). Posteriormente, as amostras foram agitadas por cinco minutos em agitador horizontal circular. As amostras permaneceram em repouso durante uma noite. (Figura 11).

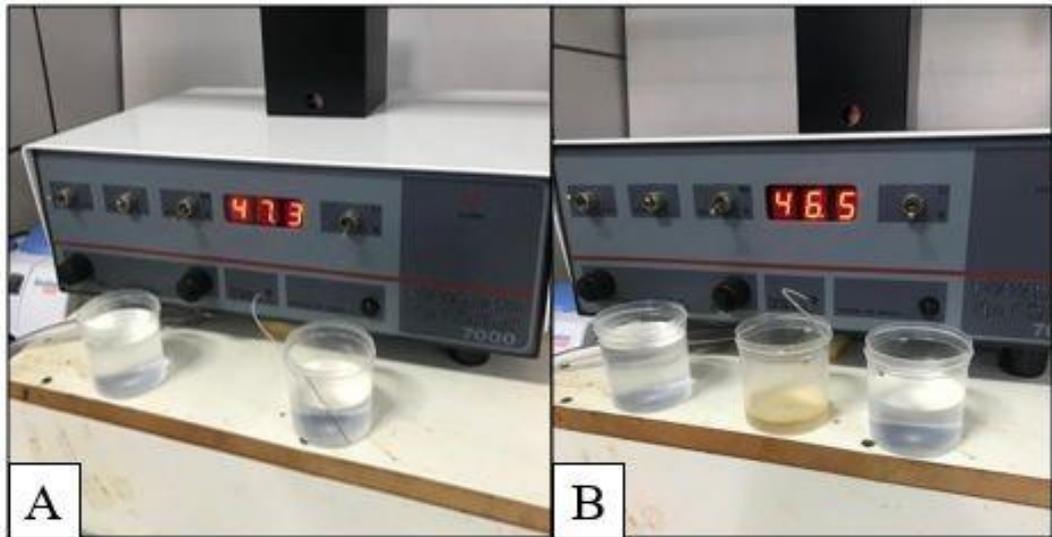
Figura 11 - Amostras posteriormente a agitação (A). Amostras após período de decantação (B).



Fonte: Autor (2022).

Antes de proceder a leitura da amostra, selecionou-se o filtro próprio para potássio. O fotômetro de chama foi aferido para o ponto zero com água deionizada e com as soluções padrões de potássio no valor correspondente as escalas (Figura 12). Assim feito, o extrato foi levado ao fotômetro de chama, efetuando a leitura na escala do aparelho. De modo a garantir o resultado, o aparelho era novamente aferido com as soluções-padrão após a leitura de algumas amostras.

Figura 12 - Aferimento do fotômetro com as soluções-padrão (A). Leitura de amostra (B).



Fonte: Autor (2022).

3.5 ANÁLISE DE DADOS

Os dados foram testados quanto a distribuição normal pelo teste de Shapiro-Wilk e após submetidos a análise de variância e, quando significativa, as médias foram comparadas estatisticamente. Para o fator qualitativo (solo) foi realizado o teste de Tukey a 5% e para o fator quantitativo (doses de cinzas) foi realizada a análise de regressão. Todas as análises foram realizadas no programa estatístico rStudio.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização da cinza madeireira

4.1.1 Composição química

A análise da composição química das cinzas consta na tabela 2. A cinza utilizada no presente estudo apresentou pH de 8,28, valor dentro da faixa de variação de 6,68 a 10,79 reportada por SINGH *et al.* (2017). Contudo, esse valor é inferior ao pH superior a 12 reportado por Hansted (2020) para biomassas de eucalipto, mas superior ao apresentado por Bieser; Thomas (2019) que analisaram a composição química de cinza com alto teor de C. De acordo com Demeyer, Nkana e Verloo (2001), o pH das cinzas é fortemente influenciado pela temperatura de queima da biomassa, tendo sua alcalinidade reduzida à medida que a temperatura de queima aumenta.

Tabela 2 - Análise da composição química da cinza

Determinação	Amostra	Metodologia aplicada
Umidade (%)	3,86	Secagem em estufa a 105°C por 48 horas
Densidade – kg m ⁻³	566,3	-
pH	8,28	Potenciômetro
Nitrogênio (TKN) - g kg ⁻¹	1,41	Analizador Elementar CHNS
Fósforo (P) - g kg ⁻¹	0,88	Digestão úmida sulfúrica/espectrofotometria de luz
Potássio (K) - g kg ⁻¹	3,5	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Cálcio (Ca) - g kg ⁻¹	11,8	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Magnésio (Mg) - g kg ⁻¹	3,38	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Cobre (Cu) - mg kg ⁻¹	104,4	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Zinco (Zn) – mg kg ⁻¹	92,0	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Manganês (Mn) – g kg ⁻¹	1,41	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Ferro (Fe) - g kg ⁻¹	49,0	Digestão úmida nitro perclorica/absorção atômica
Enxofre (S) - g kg ⁻¹	1,30	Digestão úmida sulfúrica/espectrofotometria de luz
Carbono – g kg ⁻¹	210,8	Analizador Elementar CHNS
Relação C/N	261,9	Cálculo
Potencial de neutralização	3%	Singh <i>et al.</i> (2017), descrita anteriormente

Obs.1: Resultados expressos na amostra seca a 65°C. Obs.2: Média de 3 determinações.

Fonte: Autor (2023).

A cinza apresenta quantidade relativamente alta de carbono, assim como alta relação C/N, pois quanto maior a temperatura da pirólise, há aumento do carbono e diminuição do nitrogênio. Portanto, o resultado de composição química observado das cinzas é interessante no que diz respeito a quantidade de C orgânico mantida no material, em torno de 21%. Isso demonstra que o processo de queima da serragem é incompleto nesse sistema de caldeira, gerando um resíduo ainda rico em C. A cinza pode ser, portanto, um fertilizante sem nitrogênio, podendo ser adequada para solos florestais (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001).

Ainda em relação ao teor de C, Gallotti *et al.* (2017) encontraram para um resíduo da queima de caldeira para geração de energia (cinza leve de biomassa) apenas 4% de C orgânico, bastante inferior ao do presente estudo, portanto, há valores bastante variáveis na literatura, uma vez que as características da cinza são altamente influenciadas pela composição do material enviado para a caldeira, assim como a temperatura de combustão e o período de armazenamento da cinza (DEMEYER; NKANA; VERLOO, 2001). A cinza utilizada no presente estudo pode ser comparada com aquela utilizada por Bieser e Thomas (2019), a qual os autores chamam de “cinza de alto teor de carbono”. Ainda, de acordo com esses autores, cinzas com alto teor de C (20 a 60%) poderiam ser classificadas como um tipo de biocarvão.

A quantidade de potássio (g kg^{-1}) na cinza foi baixa. Valores compilados por Demeyer, Nkana e Verloo (2001) corresponderam a médias de 2,27% (K^+) para cinzas de madeira e de 3,52% para cinzas de casca. Risse e Harris (2011) encontraram o valor de 2,6% de potássio para cinza industrial. É possível observar que a concentração de K na cinza do presente estudo é bastante inferior as reportadas na literatura. Contudo, o percentual está dentro da faixa de variação de 0,026 a 2,3% reportada por Enders *et al.* (2012) para biocarvão produzido a partir de Pinus.

O cálcio existente na cinza madeireira representou 1,18%, um valor relativamente baixo para os objetivos de aplicação da mesma no presente estudo, já que o cálcio é um elemento chave para maior poder de alcalinização da cinza, pois o Ca substitui os íons H^+ na argila e M.O do solo, pois quando pirolisado a temperaturas inferiores a 500°C , o Ca e Mg são retidos no biocarvão/cinza (OKUNO *et al.*, 2005). No entanto este percentual ainda é maior à média de Ca^{+2} disponível em distintos biocarvões como demonstrada por Camps-Arbestain *et al.* (2017) que observaram para Switchgrass 400°C $1,89 \text{ g kg}^{-1}$ (0,19%). O mesmo autor, para cavacos de Pinus pirolisados a 400°C obtiveram uma média de $8,55 \text{ g kg}^{-1}$ (0,85%) e Hansted (2020) encontrou o valor de 0,33% de teor de Ca para biochar de aparas das madeiras de Douglas-fir, Hemlock e Western Red Ceda, já para as cinzas madeireiras o valor observado pelo autor foi

muito superior, variando de 5,21% a 26,64%. Com isso, pode-se observar variação na quantidade de Ca presente na cinza de acordo com o material de origem e condições de queima.

A quantidade de magnésio corresponde a 0,34%, sendo superior ao encontrado por Hansted (2020), que avaliou quimicamente o biocarvão, onde o mesmo apresentou a menor quantidade de Mg^{+2} dentre as cinzas analisadas pelo autor, com apenas 0,04%. A média de magnésio para Switchgrass a temperatura de 400°C foi de 0,09%, já para cavaco de Pinus a 400°C foi de 0,02% (CAMPS-ARBESTAIN *et al.*, 2017). De acordo com Severino *et al.* (2006), a média do nutriente encontrado em cinzas madeireiras gira em torno de 2,7%, variando este valor apenas conforme a sua origem.

O poder de neutralização da cinza avaliada foi de 3%, valor semelhante aos encontrados por Singh, Arbestain e Shen (2017) de 3,9% e 5% para cavacos de Pinus queimados a 400°C e 500°C respectivamente. O mesmo autor, relatou que biocarvões produzidos com o mesmo material, mas a temperaturas distintas apresentam diferente potencial de neutralização, de modo que quanto maior a temperatura, maior o potencial de neutralização da cinza. Isso ocorre devido a concentração dos resíduos das cinzas causadas pela perda do material volátil durante a queima (pirólise). Além disso, há a formação de óxidos em queimas com temperatura mais elevada, elevando o conteúdo de óxidos e carbonatos de cálcio e magnésio (HARALDSEN *et al.* 2011). No presente estudo, as cinzas foram queimadas em temperatura aproximada de 460°C, o que justifica o valor observado próximo aos citados acima.

4.1.2 Granulometria da cinza

A cinza utilizada no presente estudo apresentou granulometria relativamente fina. A maior porção de partículas da cinza apresenta granulometria inferior a 0,3 mm. A segunda maior porção é representada por partículas superiores a 1 mm, com 31,63%. A avaliação da granulometria é um indicador importante visando o uso final das cinzas madeireiras. Como o uso da cinza se relaciona com incorporação da mesma no solo, é necessária a avaliação da sua influência no fluxo superficial e passagem de água para as camadas internas do solo (HANSTED, 2019). De acordo com a média do tamanho das partículas da cinza descrita acima, é possível verificar que ocorre a drenagem de água pelas partículas.

A alta área de superfície específica (ASE) da cinza e sua microporosidade são propriedades que explicam e afetam as características de adsorção desse material. O valor da ASE para biocarvões com a mesma matéria prima aumenta juntamente com o aumento da temperatura de queima. Portanto, quanto maior a quantidade de microporos da cinza, maior a

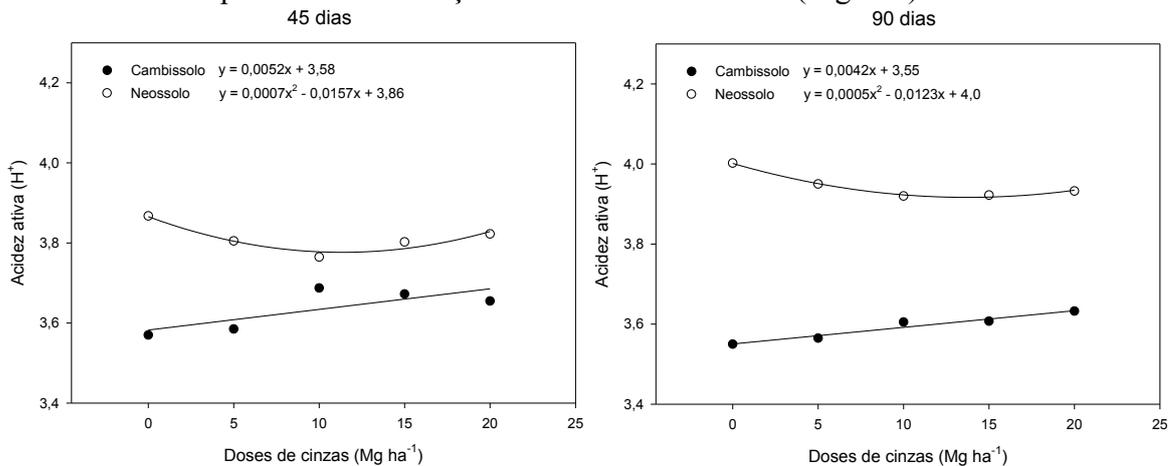
área de superfície específica, com uma correlação positiva linear. Dessa maneira, o tamanho do poro acaba por afetar o tipo de molécula que pode ser adsorvida na superfície, sendo que cinzas com maior ASE tem maiores propriedades de adsorção dos elementos (SCHEEPERS e DU TOIT, 2016).

4.2 Caracterização dos solos após incubação

4.2.1 Acidez ativa

A acidez ativa foi maior no Neossolo do que no Cambissolo aos 45 e 90 dias de incubação. A acidez ativa no Cambissolo aumentou linearmente com o incremento da dose de cinzas enquanto que para o Neossolo o melhor ajuste foi o modelo quadrático (Figura 13).

Figura 13 - Acidez ativa (H^+) em Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico após o período de incubação com as doses de cinza ($Mg\ ha^{-1}$).



Fonte: Autor (2022).

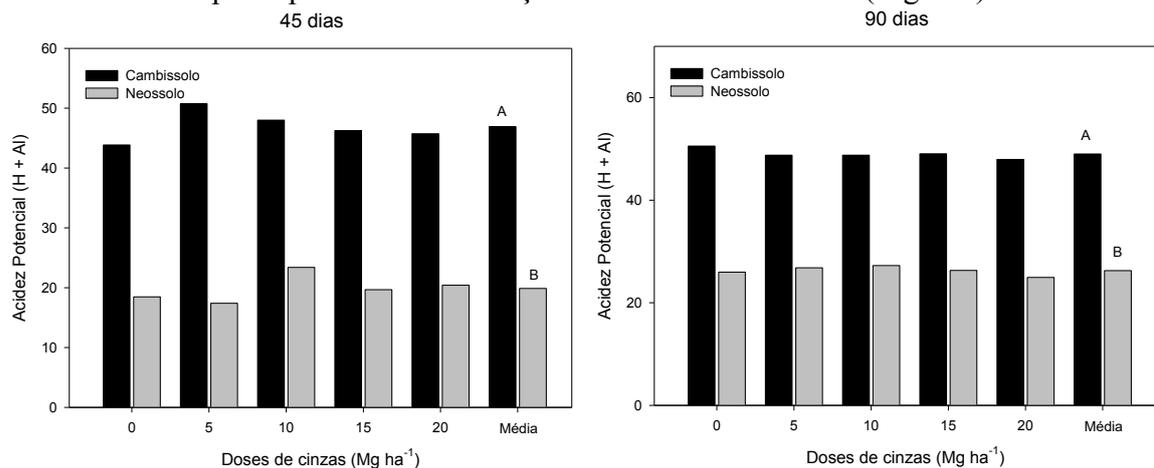
O pH do Cambissolo e do Neossolo apresentaram pequenas alterações com a aplicação de doses de cinza da biomassa florestal utilizada, contrariando o resultado obtido por Gonçalves e Moro (1995) que obtiveram grande aumento do pH (4,0 para 6,5) em Latossolo Vermelho-Amarelo com cinza de biomassa de *Eucalyptus grandis*. No entanto, Silva *et al.* (2009) observaram comportamento semelhante ao do presente estudo em Cambissolo Húmico e Nitossolo Háplico com o pH dos solos não sofrendo alteração com a aplicação de doses de cinza de biomassa florestal, devido, segundo aos autores, ao baixo poder de neutralização da mesma, de 6,5%.

O comportamento observado em ambos os solos pode estar relacionado ao baixo poder de neutralização das cinzas no presente estudo (3,0%). O fato do Neossolo apresentar pequena diminuição na acidez para posterior aumento da mesma pode estar ligado a maior presença de material orgânico particulado nesse solo. Como ambos os solos apresentam altos teores de matéria orgânica (M.O) e como consequência elevada acidez potencial, a ação pouco expressiva da neutralização da acidez pela cinza madeireira era esperada, pois esses solos exigem maior quantidade de corretivos (SILVA, 2009). Assim, a adição de tais quantidades da cinza nas quantidades utilizadas aumenta de modo pouco expressivo a acidez ativa como é possível observar na figura 13. A acidez ativa do solo é facilmente corrigida, exigindo pequenas quantidades de corretivo para neutralização do H^+ . Mesmo assim, as quantidades adicionadas das cinzas ao solo não apresentaram poder de correção significativa da acidez ativa do solo.

4.2.2 Acidez potencial

O Cambissolo apresentou maior acidez potencial do que o Neossolo e não houve efeito da aplicação das doses das cinzas sobre a acidez potencial para ambos os solos (Figura 14). Portanto, a cinza utilizada nesse estudo apresentou baixa capacidade de neutralização da acidez do solo.

Figura 14 - Acidez potencial ($H^+ + Al$) em Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico após o período de incubação com as doses de cinza ($Mg\ ha^{-1}$).



Fonte: Autor (2022).

O comportamento observado também está relacionado ao baixo poder de neutralização da cinza do presente estudo, pois se observam-se valores muito similares para todas as doses avaliadas. O leve aumento observado da acidez potencial de ambos os solos com adição de cinza aos 45 dias em relação a testemunha possivelmente está relacionado com os mesmos

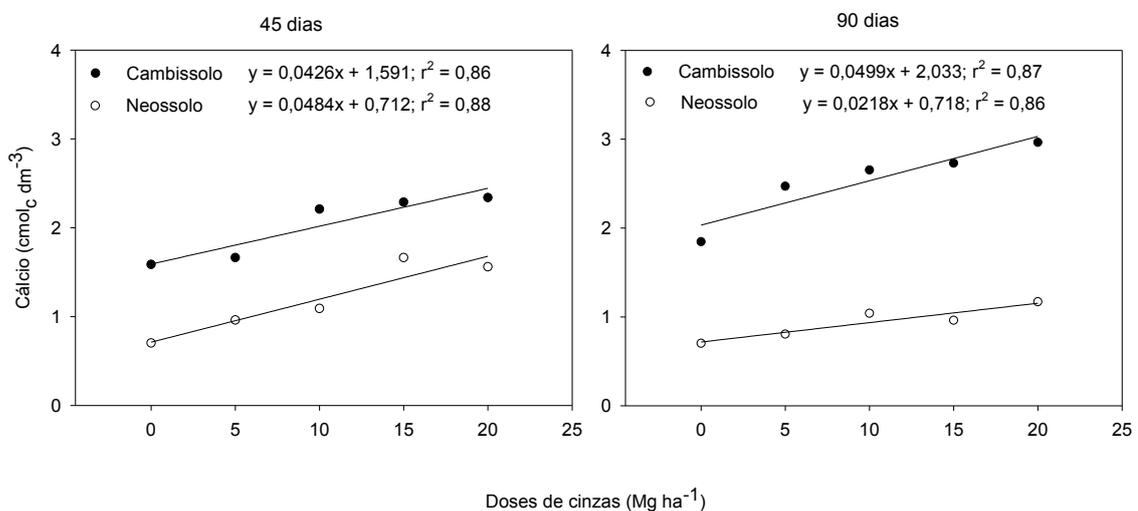
fatores que causaram o aumento da acidez ativa, pois aos 90 dias, com mais tempo de incubação já é possível observar que não houve efeito das doses de cinzas sobre a acidez potencial. Além disso, a acidez potencial destes solos é naturalmente alta, uma vez que são solos ricos em matéria orgânica, alumínio e argila (caso do Cambissolo). A correção da acidez potencial pode exigir grandes quantidades de corretivo. No presente estudo, mesmo com a aplicação de 20 Mg ha⁻¹ de cinzas não foi possível observar correção nem mesmo parcial da acidez potencial dos solos.

Embora os resíduos culturais tenham sido removidos das amostras de solo antes da incubação, a quantidade de material orgânico particulado era superior no Neossolo comparado ao Cambissolo. Os resíduos orgânicos passam pelo processo de mineralização da matéria orgânica pelos microrganismos, liberando ácidos orgânicos que acabam por contribuir no aumento da acidez ou redução do pH. No Cambissolo, a MOS está química e fisicamente mais protegida, o que resulta em menor mineralização do C e redução do pH.

4.2.3 Cálcio

O teor de Ca⁺² no solo foi maior no Cambissolo do que no Neossolo aos 45 e 90 dias de incubação. O cálcio aumentou linearmente em ambos os solos com o aumento das doses de cinza (Figura 15). Para ambos os solos o melhor modelo ajustado foi o linear. Esse comportamento é esperado devido à presença de cálcio na cinza madeireira. Ou seja, quanto maior a dose de cinzas, maior foi o teor de Ca⁺².

Figura 15 - Teor de cálcio (cmol_c dm⁻³) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira (Mg ha⁻¹).



Fonte: Autor (2022).

É possível observar que a quantidade de Ca^{+2} no Cambissolo e Neossolo quase dobrou com a maior dosagem da cinza madeireira (20 Mg ha^{-1}), comportamento semelhante ao encontrado por Silva *et al.* (2009), que observaram aumento nos teores trocáveis de Ca e Mg, onde a cinza de biomassa florestal aumentou de modo linear a concentração de Ca da testemunha para a maior dose de cinza (24 ton ha^{-1}) em Cambissolo e Nitossolo. Todavia, mesmo com aumento dos teores de Ca nos solos com a aplicação da cinza, estes ficaram abaixo do nível crítico no solo que é de $4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ para o Neossolo, já o Cambissolo apresentou valor superior a partir da dose de 10 Mg ha^{-1} em 45 dias, já para 90 dias alcançou o valor crítico no solo com a dose de 5 Mg ha^{-1} (CQFS-RS/SC, 2016). Embora nem todas as doses tenham atingido níveis de Ca^{+2} considerados ideais no solo, a adição de 5 Mg de cinzas correspondeu ao aporte de 59 kg de Ca^{+2} , enquanto que a dose de 20 Mg de cinzas ha^{-1} adiciona cerca de 236 kg de $\text{Ca}^{+2} \text{ ha}^{-1}$.

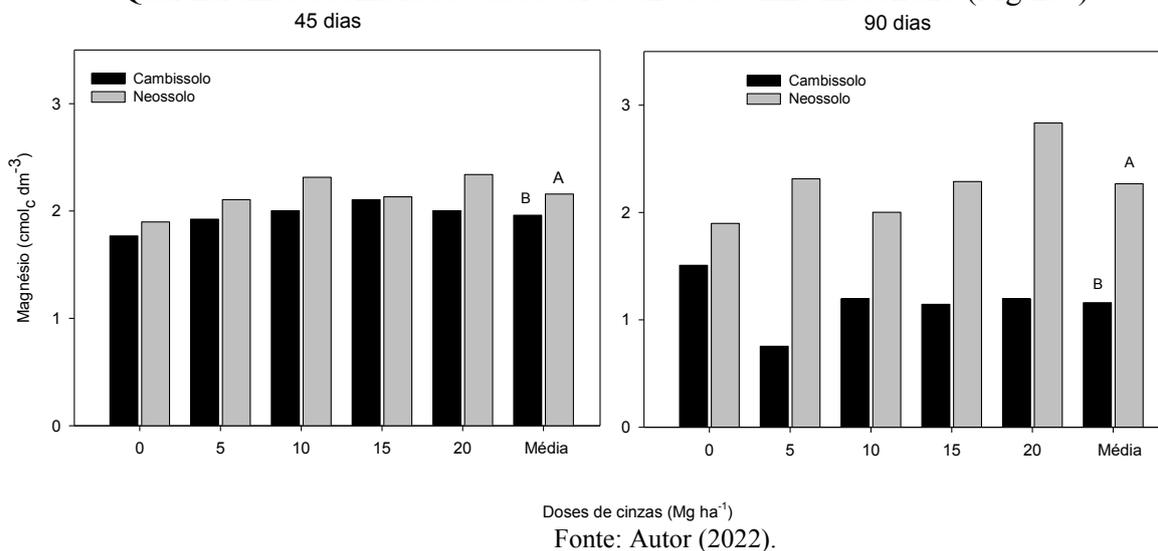
Considerando que as cinzas utilizadas no presente estudo apresentem composição nutricional relativamente baixa e que seja economicamente inviável o transporte em longas distâncias, é mais indicado que estas cinzas sejam aplicadas em regiões próximas ao local de geração, em florestas de Pinus. Apesar do Pinus ser conhecido por sua baixa demanda nutricional, a adubação do solo traz resultados benéficos as plantas. A demanda de Ca^{+2} em um ciclo de plantio de Pinus por 14 anos é de $190,9 \text{ kg ha}^{-1}$ (VALERI, 1988). Desta forma, a dose de cinzas 20 Mg ha^{-1} seria mais do que suficiente para atender essa demanda e manter os estoques do nutriente no solo. Londero *et al.* (2011) verificaram exportação de aproximadamente 51 kg Ca ha^{-1} no primeiro desbaste de Pinus em um povoamento de 9 anos em Cambará do Sul. Moro *et al.* (2008) relataram exportação de Ca variando de $15,5$ a 67 kg ha^{-1} em povoamentos de Pinus de 8 e 20 anos, respectivamente. Em ambas as situações, as quantidades de Ca exportadas poderiam ser repostas com a adição de pouco mais de 5 Mg de cinzas ha^{-1} .

4.2.4 Magnésio

De acordo com a Figura 16, o Neossolo apresentou maior quantidade de magnésio do que o Cambissolo. Aos 45 dias de incubação, é possível observar que não houve efeito da aplicação das doses das cinzas sobre o magnésio para ambos os solos. Após 90 dias de incubação, é possível observar maior variação entre os solos, onde o Neossolo apresentou

aumento do Mg^{+2} conforme a dose de cinzas. Para o Cambissolo aos 90 dias não houve efeito da aplicação da cinza.

Figura 16 - Teor de magnésio ($cmol_c dm^{-3}$) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira ($Mg ha^{-1}$).



Os comportamentos observados da incubação durante 45 dias são contrários ao observado por Silva *et al.* (2009) que constatarem aumento nos teores de Mg do tratamento testemunha para a maior dose no Cambissolo. No entanto, o Neossolo apresentou mudanças menos expressivas, mantendo-se no nível crítico (CQFS-RS/SC, 2004). Já para 90 dias de incubação o comportamento para o Neossolo foi semelhante ao trabalho de Silva *et al.* (2007), com o aumento do nutriente magnésio com a maior aplicação das doses da cinza madeireira. Aos 45 dias de incubação, apesar de não haver influência das cinzas, ambos os solos apresentaram valores de Mg altos (CQFS-RS/SC, 2016), já aos 90 dias, o Cambissolo apresentou teores médios.

Magela (2015) observou valores de 0,47, 0,41 e 0,37 $cmol_c dm^{-3}$ de magnésio em solo arenoso para cinzas de galhos finos e folhas de eucalipto, madeira desconhecida e madeira e casca de Pinus, respectivamente, para 200 $kg ha^{-1}$ da biomassa, valores muito inferiores ao encontrado no presente estudo. Tal diferença pode estar relacionada a temperatura de queima do material, afetando drasticamente a disponibilidade do nutriente.

Assim como para o Ca, as quantidades de Mg exportadas pelo Pinus poderiam ser contrabalanceadas pela adição de cinzas. Moro *et al.* (2008) reportam exportações de 4,5 a 24 $kg Mg ha^{-1}$ em plantios de Pinus de 8 a 20 anos. Da mesma forma, a adição de 5 $Mg ha^{-1}$ de

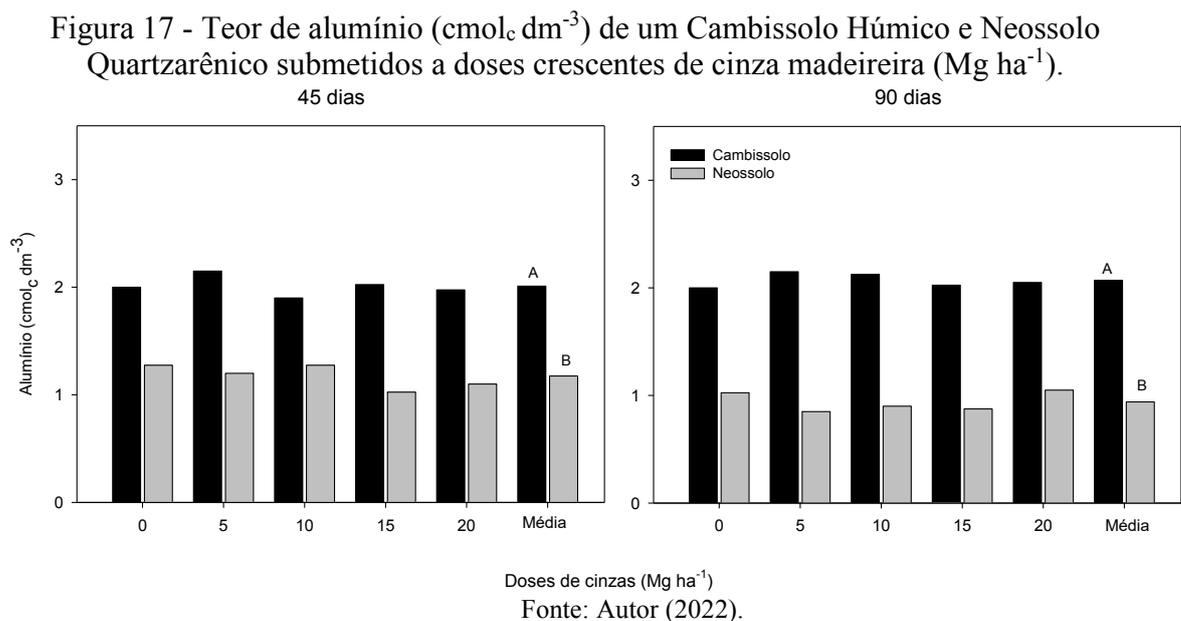
cinzas seria capaz de suprir boa parte desta demanda, com aporte de $16,9 \text{ Mg ha}^{-1}$, já a maior dose incrementa $67,6 \text{ Mg ha}^{-1}$.

4.2.5 Alumínio

É possível observar com base na Figura 17 que o Cambissolo apresentou maior quantidade de Al^{+3} do que o Neossolo e não houve efeito da aplicação das doses das cinzas sobre a acidez ativa para ambos os solos. Esse resultado era esperado devido ao baixo poder de neutralização da cinza, demonstrando baixa capacidade de neutralizar a acidez, e como consequência de neutralizar os íons Al^{+3} dos solos.

No entanto, esse comportamento difere do relatado por Silva *et al.* (2009), que observaram o decréscimo nos teores de Al trocável com o aumento da dose de cinza de biomassa florestal. Entretanto mesmo com a maior dose, os teores de alumínio ainda foram elevados (com $3,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ no Nitossolo Háplico e $5,5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ no Cambissolo Húmico).

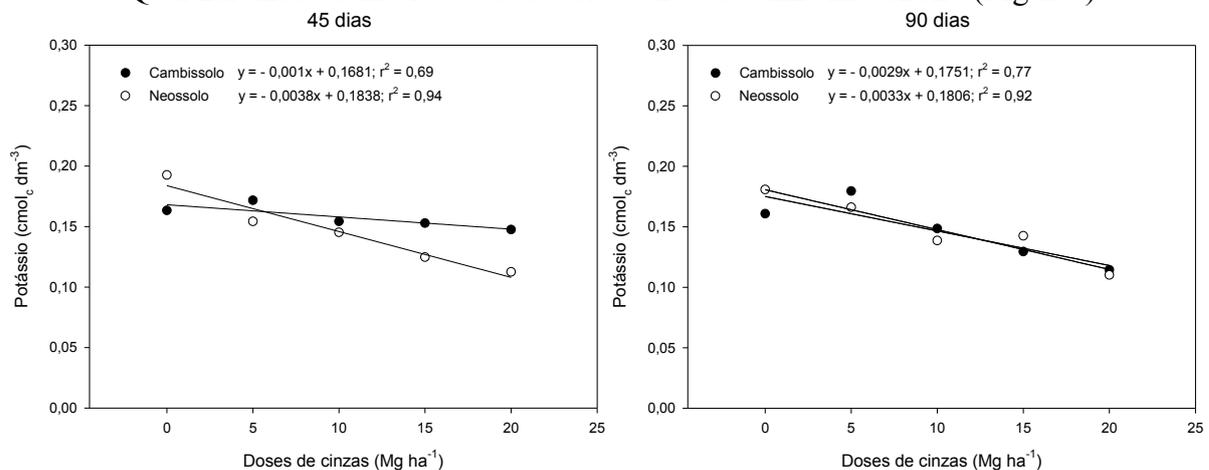
O Cambissolo possui mais Al^{+3} do que o Neossolo devido a MOS, pois a fração orgânica do solo tem capacidade de complexar os cátions e complexos de baixa solubilidade entre a MO e o alumínio. Como resultado há menor mineralização e acidificação do solo, pois a presença de elementos como o Al, derivam de óxidos metálicos presentes na cinza (SINGH *et al.*, 2017).



4.2.6 Potássio

O K^+ disponível no solo foi maior no Cambissolo do que no Neossolo aos 45 dias de incubação. O potássio diminuiu linearmente em ambos os solos com o aumento das doses de cinza como é possível observar na Figura 15, para ambas as datas de avaliação, onde o melhor modelo foi o linear. Esse comportamento pode ser explicado pela alta capacidade de troca catiônica, porosidade e área de superfície específica, propriedades do biocarvão que podem aumentar da capacidade de retenção de K (BILIAS *et al.*, 2023). Desta forma, devido às características do biocarvão, ou das cinzas adicionadas ao solo, pode-se diminuir a disponibilidade de K^+ no solo. Contudo, não é possível afirmar com base no presente estudo por quanto tempo o K permanece indisponível e se ciclos de umedecimento de secagem do solo podem favorecer a liberação de K para a solução. Outro fator que pode explicar esse resultado pode ser o efeito da exaustão dos extratores e aos elevados teores de C que pode ter sítios de adsorção de K no solo. Por isso, o método de determinação do K pode não ter sido o melhor neste experimento.

Figura 18 - Teor de potássio ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) de um Cambissolo Húmico e Neossolo Quartzarênico submetidos a doses crescentes de cinza madeireira (Mg ha^{-1}).



Fonte: Autor (2022).

O resultado observado no presente estudo difere da maioria dos demais trabalhos. Silva *et al.*, (2009) observaram comportamento inverso do teor de K para cinza de biomassa florestal em Cambissolo Húmico e Nitossolo Háplico com aumento linear em ambos os solos. Para o Cambissolo todas as doses apresentaram elevados teores de K, para o Nitossolo após a dose de 18 t ha^{-1} o potássio apresentou valor acima do nível alto. A redução na disponibilidade de K no solo com o aumento das doses de cinzas pode ser considerado como um resultado indesejável,

do ponto de vista de fertilidade do solo, já que em muitas situações o K^+ é absorvido pelas plantas em quantidades superiores a qualquer outro material (exceto N). Na presença de minerais de argila, o K^+ presente pode não estar prontamente disponível, sendo que o K total é considerado potencialmente disponível (CAMPS-ARBESTAIN *et al.*, 2017).

5 CONCLUSÃO

A adição de cinza de indústria madeireira aumentou os teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} , porém não teve efeito sobre a disponibilidade de Al^{+3} . A acidez ativa aumentou no Cambissolo Húmico e no Neossolo Quartzarênico, mas não houve efeito dos tratamentos sobre a acidez potencial. Houve diminuição dos teores de K^{+} em ambos os solos conforme o aumento das doses de cinza. Portanto, as cinzas madeireiras (460°C) são uma alternativa para suprir nutrientes para as espécies florestais, como Ca^{+2} e Mg^{+2} , mas não apresentaram efeitos na correção de acidez do solo.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO CATARINENSE DE EMPRESAS FLORESTAIS - ACR. **Anuário Estatístico de Base Florestal para o Estado de Santa Catarina 2019**. 2019. Disponível em: http://www.acr.org.br/uploads/biblioteca/Anuario_ACR_2019_atualizado.pdf. Acesso em: 15 de nov. 2021.
- AUGUSTO, L.; BAKKER, M. R.; MEREDIEU, C. Wood ash applications to temperate forest ecosystems—potential benefits and drawbacks. **Plant Soil**, v. 306, p. 181-198, 2008.
- BARROS de, J. L. **Biocoque de Eucalipto como fonte de energia renovável para uso siderúrgico**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2019.
- BIESER, J. M. H.; THOMAS, S. C. Biochar and high-carbon wood ash effects on soil and vegetation in a boreal clearcut. **Research Press**, v. 49, p. 124-1134, 2019.
- BILIAS, F.; KALDERIS, D.; RICHARDSON, C.; BARBAYIANNIS, N.; GASPARATOS, D. Biochar application as a soil potassium management strategy: A review. **Science of The Total Environment**, v. 858, Part 1, 2023.
- CACURO, T. A.; WALDMAN, W. R. Cinzas da queima da biomassa: aplicações e potencialidades. **Revista Virtual de Química**, v.7, n.6, p.2154-2165, 2015.
- CORONEL, D. A. *et al.* O aproveitamento dos resíduos do setor florestal de Lages-Santa Catarina. **Ciências Sociais em Perspectiva**, v.7, p.75-92, 2008.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO (CQFS – RS/SC). **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed., Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul**, p. 376, 2016.
- DEMEYER, A.; NKANA, J. C. V.; VERLOO, M. G. Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. **Bioresource Technology - ELSEVIER**, v.77 (3), p. 287-295, 2001.
- ENDERS, A.; HANLEY, K.; WHITMAN, T.; JOSEPH, S.; LEHMANN, J. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology** 114, 644–653, 2012.
- ERIKSSON, H. M. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. **Scand J For Res** 2, v.13, p. 43–55, 1998.
- ESPER, A. E. **Aproveitamento de Biomassa de madeira como fonte de geração renovável de energia: estudo de caso**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação – Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.
- GALLOTTI, G. J. M.; VOGT, G. A.; FONSECA, J. A.; HANISCH, A. L. Produção, teores de macro e micronutrientes e elementos-traço na erva-mate cultivada com uso de humoativo e cinza leve de biomassa. **Agropecuária Catarinense**, v.30, n.1, p.73-78, jan./abr, 2017.

GÓMEZ-REY, M. X.; MADEIRA, M.; COUTINHO, J. Soil C and N dynamics, nutrient leaching and fertility in a pine plantation amended with wood ash under Mediterranean climate. **European Journal of Forest Research**, v. 132, n.(2), p. 281-295, 2013.

GONÇALVES, J. L. M.; MORO, L. Uso da "cinza" de biomassa florestal como fonte de nutrientes em povoamentos puros de *Eucalyptus grandis*. **IPEF** n.48/49, p.28-37, jan./dez.1995.

HANSTED, A. L. S. **Aproveitamento de cinzas de caldeira para calagem do solo. 2020.** Tese (Doutorado) em Agronomia – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Botucatu, SP, 2020.

HARALDSEN, T.K.; PEDERSEN, P.A.; GRONLUND, A. Mixtures of bottom wood ash and meat and bone meal as NPK fertilizer. In: INSAM, H.; KNAPP, B.A. (Ed). Recycling of biomass ashes. New York: Springer, 2011. p. 33-44.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Dados Estatísticos: Os números comprovam a força do setor de árvores plantadas**, 2017. Disponível em: <<https://iba.org/dados-estatisticos>>. Acesso em: 14 de nov. 2021.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório Anual, 2020**. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf>>. Acesso em 10 de nov. 2021.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório Anual, 2022**. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-anual-iba2022-compactado.pdf>>. Acesso em 20 de maio. 2023.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2020 (PEVS)**. Rio de Janeiro, v. 35, p. 1-8, 2020.

LERNER, B. R.; UTZINGER, J. D. Wood ash as soil liming material. **HortScience**, v. 21, p. 76-78, 1986.

LONDERO, E. K.; SCHUMACHER, M. V.; SZYMCAK, D. A.; VIERA, M. Exportação e reposição nutricional no primeiro desbaste de um povoamento de *Pinus taeda* L. em área de segunda rotação. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 487–497, 2011. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/3806>>. Acesso em: 15 abril. 2023.

MAGELA, M. L. M. **Cinza de biomassa vegetal como corretivo de acidez de solo, fonte de cálcio, magnésio e silício**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, 2015.

MANDRE, M.; Influence of wood ash on soil chemical composition and biochemical parameters of young Scots pine. **Estonian Journal of Ecology**, v. 55, p. 91–107, 2006.

MORO, L.; FERREIRA, C. A.; SILVA, H. D.; REISSMANN, C. B. Exportação de nutrientes em povoamentos de *Pinus taeda* L. baseada em volume estimado pelo sistema SISPINUS. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 38, n. 3, jul./set. 2008.

MUSE, J. K.; MITCHELL, C. C. Paper Mill boiler-ash and lime by-products as soil liming materials. **Agron**, v. 87, p. 432-438, 1995.

OHNO, T.; ERICH, M. S. Incubation-derived calcium carbonate equivalence of papermill boiler ashes derived from sludge and wood Sources. **Environmental Pollution**, v. 79, n.2, p. 175-180, 1993.

OKUNO, T.; SONOYAMA, N.; HAYASHI, JI.; LI, C.Z.; SATHE, C.; CHIBA, T. Primary release of alkali and alkaline earth metallic species during the pyrolysis of pulverized biomass. **Energy and Fuels** 19, 2164–2171, 2005.

PEDRAZZI, C. *et al.* **QUÍMICA DA MADEIRA 1º ed.** Santa Maria: Departamento de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2019.

PITMAN, R. M. Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts.. **Forest Research**, v. 79, n. 5, 2006. Disponível em: <10.1093/forestry/cpl04>. Acesso em 28 de jan. 2022.

RABELO, L. K. L. *et al.* **Cenário das Árvores Plantadas no Brasil. Biodiversidade**, v.19, n.3, p.170, 2020.

REID, C.; WATMOUGH, S. A. Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. **NRC – Research Press**, p. 867-885, 2014.

RISSE, M.; HARRIS, G. Soil acidity and liming internet inservice training website: Best management practices for wood ash used as an agricultural soil amendment, 2011. Disponível em: <<http://hubcap.clemson.edu/~blpprt/bestwoodash.html>>. Acesso em 23 fev. 2023.

ROCHA, M. F. V. **Aproveitamento de Biomassa de madeira como fonte de geração renovável de energia: estudo de caso.** 2011 Tese (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa, – Viçosa, 2011.

SANTOS, J. R. S dos. **Caracterização de resíduos madeireiros reprocessados para uso energético.** 2020. Tese (Doutorado em Recursos florestais) Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2020.

SANTOS, R. A. **Avaliação da capacidade de troca de cátions (CTC) em pó de rocha e solo que recebeu aplicação.** 2020. Tese (Mestrado em Ecologia aplicada) - Centro de Energia Nuclear da Agricultura, Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2020.

SEVERINO, L. S., LIMA, R. L. S., BELTRÃO, N. E. M. Composição química de onze materiais orgânicos utilizados em substratos para produção de mudas. Campina Grande, Embrapa Algodão, 2006. (Comunicado Técnico, 278).

SCHEEPERS, G. P.; TOID, B. D. Potential use of wood ash in South African forestry: a review, **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, 78:4, p. 255-266, 2016.

SILVA, A. L. S. **Determinação do teor de cinzas em dez espécies de madeiras amazônicas.** 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Centro de Estudos Superiores de Itacoatiara, Universidade do Estado do Amazonas, Itacoatiara, 2018.

SILVA, F. R.; ALBUQUERQUE, J. A.; GATIBONI, L. C.; MARANGONI, J. M. Cinza de biomassa florestal: alterações nos atributos de solos ácidos do planalto catarinense e em plantas de eucalipto. **Scientia Agraria**, v.10, n.6, p.475-482, nov-dec, 2009.

SINGH, B.; DOLK, M. M.; SHEN, Q.; CAMPS-ARBESTAIN, M. Biochar pH, electrical conductivity and liming potential. *In*: SINGH, B.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; LEHMANN, J. **Biochar: A guide to analytical methods**. Austrália: CSIRO Publishing, 2017, p. 23-38.

TEDESCO, M. J.; GIANCELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKLESS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia, Departamento de Solos,, 1995.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A. TEIXEIRA, W.G. **Manual De Métodos de Análise de Solo**. 3 ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181717/1/Manual-de-MetodosdeAnalise-de-Solo-2017.pdf> >. Acesso em: 2 de fev. 2022.

VALERI, S. V. **Exportação de biomassa e nutrientes de povoamentos de *Pinus taeda* L. desbastados em diferentes idades**. 1998. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1988.

