



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

CARLOS HERNAN GALO LOZANO

**MITIGAÇÃO DO CÁDMIO DISPONÍVEL USANDO CALCÁRIO E GESSO COMO
CORRETIVOS EM SOLO DE TEXTURA FRANCO ARENOSA**

FORTALEZA

2021

CARLOS HERNAN GALO LOZANO

MITIGAÇÃO DO CÁDMIO DISPONÍVEL USANDO CALCÁRIO E GESSO COMO
CORRETIVOS EM SOLO DE TEXTURA FRANCO ARENOSA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. Área de Concentração: Manejo do solo e da água

Orientador: Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- L959m Lozano, Carlos Hernan Galo.
Mitigação do Cádmiio disponível usando calcário e gesso como corretivos em solo de textura franco arenosa / Carlos Hernan Galo Lozano. – 2021.
50 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez.
1. Fator de bioconcentração. 2. Translocação. 3. Calcário. I. Título.

CDD 631.4

CARLOS HERNAN GALO LOZANO

MITIGAÇÃO DO CÁDMIO DISPONÍVEL USANDO CALCÁRIO E GESSO COMO
CORRETIVOS EM SOLO DE TEXTURA FRANCO ARENOSA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. Área de Concentração: Química, Fertilidade e Biologia do Solo.

Aprovado em: 22 / 10 / 2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Helon Hébano, de Freitas Sousa
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. David Correia dos Anjos
Universidade de Estácio de Sá

AGRADECIMENTOS

A Deus por guardar a minha vida e me guiar através de todas as dificuldades e oportunidades que me brindou.

Aos meus pais Miriam Dolores e Carlos David pelo seu conselho, amor e apoio incondicional.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Fernando Felipe Ferreyra Hernandez pelas suas orientações, apoio e por saber transmitir o seu valioso conhecimento, experiência e sabedoria para mim.

A banca examinadora, Professores Maria Eugenia Ortiz, Helon de Freitas Sousa e David Correia dos Anjos pelas valiosas contribuições no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará por oferecer este curso de pós-graduação e abrir as portas para estudantes estrangeiros.

Ao pessoal do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFC, Crisanto Dias e especialmente a Fatima Silva pelo apoio, orientações e pelos seus valiosos ensinamentos na realização das análises e desenvolvimento da pesquisa.

A OEA e CAPES pela oportunidade de realizar a minha pós-graduação no Brasil e financiamento da bolsa.

A todos os professores envolvidos na minha formação acadêmica e pessoal das secretarias administrativas e acadêmicas pelo apoio logístico.

A todas as pessoas, conhecidos e amigos no Brasil e em Honduras que foram parte deste processo.

*“A educação é a alma dos povos e o fertilizante
dos exércitos da liberdade.”*

Francisco Morazán

RESUMO

Devido à crescente preocupação pela contaminação dos solos e consequente translocação do cádmio (Cd) aos alimentos, é necessária a busca por técnicas de mitigação. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a capacidade de retenção do Cd disponível no solo, o comportamento do Cd disponível em função da saturação por bases, estudar a mitigação do Cd pelos corretivos adicionados (calcário e calcário + gesso) e qualifica-los mediante o cálculo dos fatores de bioconcentração e de translocação na planta indicadora (sorgo forrageiro). Foram conduzidos dois experimentos (laboratório e casa de vegetação). Foram utilizadas amostras de um Argissolo vermelho-amarelo eutrófico, em laboratório foi utilizada uma dose de 30 mg.kg de Cd e 3 níveis de saturação por bases (natural, 80 e 100%) e 5 tratamentos (Sem corretivo, calcário 100%, 75% calcário + 25% gesso, 50% calcário e 50% gesso e 100% gesso), observando uma diminuição nos níveis de Cd disponível que foi até 46,9% com o incremento do pH do solo em função da saturação por bases e com maior proporção de calcário aplicado. Em casa de vegetação foram utilizados 3 tratamentos (sem corretivo, calcário e calcário 75% + gesso 25%) e 4 doses de Cd (0, 5, 10, 20 mg/kg). Aos 55 dias após a germinação foi realizado o corte das plantas e determinados os teores dos metais (Cd, Zn, Fe, Cu e Mn) como também teores de Ca e Mg nos tecidos da parte aérea e raízes das plantas. Com os teores obtidos nos tecidos das plantas foram calculados o fator de bioconcentração (FBC) e o fator de translocação (FT) do Cd demonstrando que as plantas de sorgo acumularam a maior parte do Cd absorvido nas raízes das plantas e apresentando valores de $FBC > 1$ indicando-as como potencialmente acumuladoras. No solo o pH e as interações entre os elementos foram os fatores mais determinantes na disponibilidade do Cd que apresentou concentrações inferiores com a utilização de $CaCO_3$ em maiores proporções.

Palavras-chave: fator de bioconcentração; translocação; calcário; gesso.

ABSTRACT

Due to increasing concern about soil pollution and consequent Cd translocation to the food, the research for mitigation strategies is necessary. In this context, the objective of this study was to evaluate the soil Cd retention capacity through chemical extractors using sorghum as an indicator; to quantify the effect of the soil conditioners applied and to observe Cd behavior with various levels of soil bases saturation. The experiments were carried under greenhouse and laboratory conditions. Samples from an Argissolo (Brazilian soil classification system) were used. The first experiment under laboratory conditions used a dose of 30 mg.kg, three comparable levels of soil base saturation (natural, 80, 100%) and four treatments (without addition, limestone, 75% limestone + 25% gypsum, limestone 50% + 50% gypsum and 100% gypsum) being possible to quantify lower Cd concentrations as pH levels were increased due to changes in soil base saturation percentage and bigger limestone proportions with a reduction of 46,9%. In the greenhouse experiment three conditioners (without addition, limestone and limestone 75% + 25% gypsum) and 4 Cd doses (0, 5, 10, 20 mg.kg) were utilized. Fifty-five days after plants emergence, plants were collected to quantify the metals, Ca and Mg concentrations in plant's shoots and roots tissues, these concentrations were used to calculate Cd bioconcentration and translocation factors, demonstrating that sorghum plants did accumulate most of the Cd in the roots, showing >1 BCF values, indicating them as potentially accumulators. In soil, the pH level and relationship between the elements analyzed were the most determining factors in soil Cd availability which presented lower concentrations also with higher CaCO₃ proportions.

Keywords: bioconcentration factor; translocation; limestone; gypsum.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Cd disponível após incubação com 30 mg Cd/kg em função da saturação por bases nos corretivos utilizados.....	27
Figura 3- Resposta do pH do solo após incubação com Cd em função da saturação por bases nos corretivos utilizados.....	29
Figura 4- Produção de matéria seca a) parte aérea e b) raízes das plantas de sorgo (Sorghum bicolor L.) para os corretivos dentro de cada dose de Cd aplicada.....	33
Figura 5- Experimento em vasos com doses de Cd e corretivos com plantas de sorgo (Sorghum bicolor L.) 20 dias após semeadura.....	34
Figura 6- Desenvolvimento do sorgo forrageiro (Sorghum bicolor L.) aos 55 dias após semeadura a) nas diferentes doses de Cd no tratamento 100% C e b) com diferentes corretivos na dose de 10 mg Cd/kg em Argissolo vermelho amarelo (90% de saturação por bases).....	34
Figura 7- pH do solo para os corretivos em função das doses de Cd aplicado.	36
Figura 8- Cd disponível no solo após 55 de cultivo com sorgo (Sorghum bicolor L.) para os corretivos em função das doses de Cd aplicado.	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Caracterização química e física de Argissolo vermelho amarelo utilizado para a avaliação do comportamento de Cd após a utilização de corretivos.....	22
Tabela 2- Características da água de poço utilizada para irrigação no experimento em casa de vegetação.	22
Tabela 3- Quadro da ANOVA para cada fator de variação e para a interação entre ambos na disponibilidade de Cd.....	26
Tabela 4- Quadro da análise da variância para o pH do solo.	27
Tabela 5- Análise de variância para a produção de matéria seca a) parte aérea, b) raízes e c) total das plantas de sorgo forrageiro (<i>Sorghum bicolor</i> L.).....	30
Tabela 6- pH do solo, teores de metais pesados e Ca e Mg trocáveis no solo, após 55 dias de cultivo com sorgo (<i>Sorghum bicolor</i> L.).....	36
Tabela 7- Teores médios de metais, Ca e Mg na parte aérea e raízes das plantas de sorgo (<i>Sorghum bicolor</i> L.).....	39
Tabela 8- Quantidade extraída de Cd pela parte aérea, raiz e total das plantas de sorgo (<i>Sorghum bicolor</i> L.), e quantidade remanescente no solo.....	40
Tabela 9- Valores para o fator de bioconcentração (FBC) para a raiz e parte aérea e fator de translocação (FT) de Cd nas plantas de sorgo (<i>Sorghum bicolor</i> L.).....	42
Tabela 10- Matriz de correlação de Pearson com os fatores de correlação para o pH e teores de nutrientes disponíveis no solo e entre os teores no solo vs. matéria seca da parte aérea e raízes das plantas de sorgo (<i>Sorghum bicolor</i> L.).	44

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1	Contaminação do solo	13
2.2	Metais pesados	14
2.2	Cádmio e sua presença no solo	14
2.3	Interação da matéria orgânica do solo com o Cd	16
2.4	Calagem	17
2.5	Gessagem	18
2.6	Fitoremediação	19
3	MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1	Solo e água utilizados nos experimentos	21
3.1.1	<i>Solo</i>	21
3.1.2	<i>Água utilizada para irrigação em casa de vegetação</i>	21
3.2	Tratamentos	23
3.2.1	<i>Laboratório</i>	23
3.2.2	<i>Casa de vegetação</i>	23
3.3	Instalação e condução dos experimentos	23
3.5	Variáveis analisadas	24
3.6	Análise estatística	25
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1	Experimento de laboratório	26
4.1.1	<i>Efeito dos corretivos e saturação por bases na disponibilidade de Cd</i>	26
4.1.2	<i>Efeito dos corretivos e saturação por bases no pH do solo</i>	27
4.2	Experimento em casa de vegetação	30
4.2.1	<i>Desenvolvimento das plantas</i>	30
4.2.2	<i>Teores de nutrientes no solo e nas plantas</i>	35
5	CONCLUSÕES	45
	REFERÊNCIAS	46

1 INTRODUÇÃO

Atualmente a contaminação do solo, água e conseqüentemente dos alimentos com metais pesados tem se tornado uma grande preocupação para produtores, governos de países que importam grandes quantidades de alimentos na forma de matérias primas ou consumíveis e consumidores. Nesse contexto, o cádmio (Cd) é um metal tóxico, tornando-se preocupante devido à sua proximidade às pessoas como resultado de atividades de mineração e na fabricação de produtos eletrônicos com elevado consumo. Tem causado preocupação devido à sua facilidade de ser movimentado no perfil do solo, podendo atingir o lençol freático e contaminar fontes de água, além de ficar em formas mais solúveis, tornando-se passível de ser absorvido pelas plantas e ser consumido pelo homem e animais.

O desenvolvimento da agricultura, mineração, indústrias e tecnologia pode ocasionar um aumento e diversidade de contaminantes, elevando o risco ambiental deles. Esta diversidade e a transformação nos solos pela atividade biológica, faz que os estudos para sua identificação sejam custosos e onerosos. Os efeitos da contaminação do solo dependem também de suas propriedades, uma vez que podem controlar a mobilidade, disponibilidade e tempo de persistência dos mesmos.

As estratégias de mitigação da contaminação nos solos, compreendem desde o uso de corretivos como calcários (calcítico, magnesiano e outros) e gesso agrícola ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), visando a sua imobilização no solo, evitando assim, a absorção e translocação dos metais, além de tecnologias de bioremediação dos solos usando plantas altamente acumuladoras para retirar contaminantes (metais pesados, pesticidas e outros) e também o uso de microrganismos.

Com base nessas considerações o presente trabalho teve como objetivos avaliar a capacidade de retenção do Cd disponível no solo, o comportamento do Cd disponível em função da saturação por bases, estudar a mitigação do Cd pelos corretivos adicionados (calcário e calcário + gesso) e qualifica-los mediante o cálculo dos fatores de bioconcentração e de translocação na planta indicadora (sorgo forrageiro).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Contaminação do solo

O termo contaminação do solo se refere à presença no solo de elementos químicos ou substâncias fora do seu lugar e/ou presente em uma concentração mais alta que o normal, gerando efeitos adversos ou negativos sobre qualquer organismo para o qual não está destinado (RODRIGUEZ-EUGENIO et al; 2019). A maioria dos contaminantes são de origem antropogênica, as altas concentrações e intenso aporte de contaminantes ao solo como produto da mineria, agricultura e outras atividades humanas é considerado como poluição do solo (HAYAT et al., 2019).

Como produto da contaminação dos solos têm sido observados múltiplos efeitos adversos na saúde humana, provocando doenças crônicas como a doença “itai-itai” observada em vários países asiáticos e considerada como uma das doenças músculo esqueléticas mais daninhas ao humano, além de ter efeito direto nos rins, fígado e na atividade cardiopulmonar (GIBB et al., 2019; KAWADA, 2018; MAHMOOD et al., 2019; ZANG et al., 2019).

A quantidade e diversidade de contaminantes encontra-se em constante incremento por causa do desenvolvimento agroquímico e industrial. Esta diversidade e sua transformação no solo em diversos compostos devido à interação com a matéria orgânica, fazem que, os estudos para identificar os contaminantes sejam complexos e custosos. Os efeitos da contaminação do solo dependem também das suas propriedades físicas, químicas e biológicas, devido a que podem controlar a mobilidade, biodisponibilidade e tempo de residência dos contaminantes (LIU, 2016).

Existem dois tipos de contaminação do solo: local e difusa. A local pode ser avaliada porque é conhecida a quantidade e tipo do contaminante e área afetada, no caso da difusa é difícil de controlar devido ao desconhecimento desses fatores em muitas partes do sistema, não sendo possível apreciá-la diretamente e pode afetar grandes áreas com alcance não conhecido (FAO e ITPS, 2015).

Do ponto de vista pedológico se reconhece como poluente aquela substância ou agente presente no solo como resultado da atividade humana (ISO, 2015). Esta definição implica que a poluição é introduzida por ação antropogênica no meio ambiente. Assim, para substâncias e elementos que ocorrem na natureza (contaminantes) como os metais pesados, é importante definir qual é a concentração natural do ambiente.

Um contaminante pode ser qualquer substância não adicionada intencionalmente nos alimentos mas que está presente no alimento como resultado da sua produção (inclui as operações realizadas na agricultura, zootecnia e medicina veterinária), fabricação, elaboração, preparação, tratamento, embalagem, empacotamento, transporte ou armazenamento do alimento ou como resultado de contaminação ambiental (BARRAZA et al., 2017).

2.2 Metais pesados

Mais de 53 elementos são reportados como metais pesados e são considerados como contaminantes universais com densidades maiores que 5 g/cm³ (SARMA, 2011). Os metais pesados de importância agrônômica podem ser agrupados em duas categorias: essenciais e não essenciais. Os essenciais incluem Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn que são considerados micro nutrientes ou elementos benéficos, as plantas podem completar seu ciclo sem a sua presença, porém podem ser tóxicos para as plantas quando se apresentam em excesso. Os não essenciais incluem Pb, Cd e Hg e são altamente tóxicos para os organismos vivos (HAYAT et al., 2019; MONNI; SALEMAA; MILLAR, 2000; PENG et al., 2017). Os metais pesados são altamente tóxicos, porque diferente da matéria orgânica do solo (MOS) e outros nutrientes, também contidos na mesma, estes elementos não são biodegradáveis e podem simplesmente mudar seu estado de oxidação, além de ser altamente persistentes na natureza com uma média de mais de 20 anos (JAN et al., 2015). Áreas altamente contaminadas são usualmente pobres em relação ao conteúdo de MOS e atividade biológica (BAKER; WHITE; PIERZYNSKI, 2011). A MOS pode funcionar como um fator que causa liberação dos metais, embora possa também imobilizar eles (KAVAMURA; ESPOSITO, 2010).

A disponibilidade dos íons metálicos no solo e no lençol freático é influenciado por vários fatores: i) características dos complexos orgânicos e minerais, ii) parte da CTC do solo ocupada pelos íons e biodegradação da fração orgânica, iii) aumento da adsorção dos metais ou redução da sua solubilidade pode reduzir o risco de absorção pela planta, iv) transporte e redistribuição dos metais. Também pode ser feita a imobilização dos metais pela adição de condicionadores para reduzir sua solubilidade e disponibilidade (LESZCZYŃSKA; KWIATKOWSKA-MALINA, 2011).

2.2.1 Cádmio e sua presença no solo

O Cd é um metal pesado com número atômico 48, densidade de 8,6 g/cm³, peso atômico de 112,411 g/mol e carga elétrica +2. Existem isótopos que ocorrem naturalmente (106, 108, 110, 111, 112, 113, 114 e 116) sendo alguns deles radioativos (109, 111 e 115m) e usados em estudos experimentais sobre minério, combustão do carvão, energia nuclear e poluição nos oceanos. Alguns compostos comuns de Cd são solúveis em água (acetato de cádmio, cloreto de cádmio e sulfato de cádmio), óxido de cádmio e sulfureto de cádmio são quase insolúveis e o carbonato de cádmio pode ser solúvel dependendo do pH do meio. Outros compostos organometálicos de Cd são conhecidos, mas dificilmente são encontrados na natureza devido à sua rápida decomposição (NORDBERG; NOGAWA; NORDBERG, 2015).

Com o passar dos anos a preocupação a respeito do Cd tomou importância, especialmente na regulação da ingestão máxima permitida por pessoa e os teores máximos permitidos em diferentes alimentos. Existe um limite de ingestão por semana máximo de 2,5 µg/kg de peso corporal (EFSA, 2016) e também para as concentrações encontradas em diversos alimentos com limites máximos de 0,05 mg/kg para bráxicas, hortaliças de bulbo, fruto e cucurbitáceas, 0,2 mg/kg para hortaliças de folha, 0,1 para leguminosas, batatas, legumes, cereais e raízes (BARRAZA et al., 2017).

Diferentes fatores determinam a biodisponibilidade do Cd para as plantas, principalmente o pH do solo, sendo que em pH 3 está disponível o 75% do Cd²⁺ já em pH 6 somente o 35%, mas em pH 8 esse teor aumenta até o 55%, definindo então pH 6 como o ponto ideal para evitar a absorção pelas plantas, lembrando que qualquer mudança no pH terá uma influência direta nos microrganismos do solo (LIU et al., 2015). Os microrganismos são importantes na ciclagem do Cd determinando o tempo em que serão decompostos os complexos orgânicos que o imobilizam e também influenciam na especiação do metal e induzem a redução do estresse nas plantas (ANDERSON; CHRISTENSEN, 1988; ZHANG et al., 2019). A matéria orgânica do solo também é importante para controlar a disponibilidade do Cd e quando se encontra em altas quantidades pode imobilizar a longo prazo o Cd (MORTENSEN; RØNN; VESTERGÅRD, 2018). O Cd forma complexos facilmente com alguns compostos orgânicos, como o s tiocarbamatos, essa propriedade provê a base de diferentes métodos analíticos.

Outras características do solo também estão correlacionadas com a retenção do Cd como o conteúdo de argila (textura do solo), capacidade de troca catiônica (CTC), superfície

específica dos coloides e condições de oxidação-redução do solo, no entanto, os óxidos livres de ferro e alumínio não têm esta correlação (AMACHER et al., 1986), de modo que, a imobilização dos metais pesados de forma geral é realizada por processos de precipitação, complexação e adsorção. Esses processos oferecem um transporte e biodisponibilidade limitada no solo (PORTER et al., 2004), por exemplo, o Cd pode ser adsorvido em solos alcalinos ou argilas (AL-JABARI et al., 2017) do mesmo jeito que nos condicionadores orgânicos (HAMID et al., 2019).

A toxicidade por Cd nas plantas provoca alterações nos teores de nutrientes nos tecidos da planta, morfologia e crescimento das raízes. Em alguns experimentos com cultivares de soja, demonstrou-se lignificação da parede celular nas raízes das plantas devido ao incremento da atividade enzimática, decorrente da produção excessiva de monolignóis (FINGER-TEIXEIRA et al., 2010), pode também reduzir o crescimento radicular e acúmulo de matéria seca e ao mesmo tempo aumentar o diâmetro radicular (GRATÃO et al., 2009). Este aumento na espessura da raiz pode ser atribuído à despolimerização das estruturas microtubulares das células e deformações cromossômicas nas células meristemáticas (MAKSIMOVIĆ et al., 2007; SETH et al., 2008).

2.3 Interação da matéria orgânica do solo com o Cd

As interações possíveis entre o complexante, nesse caso a MOS e os metais pesados podem ter a forma de uma reação de adsorção catiônica via atração eletrostática por complexos de esfera externa que permitem manter essa camada de hidratação, como a existente entre os grupamentos carboxílicos com presença de cargas negativas ou ligações coordenadas de esfera interna (SPARKS, 2003), permitindo assim a formação de quelatos orgânicos, ligando a MOS com os metais pesados, por meio de ligações covalentes ou eletrostáticas entre o metal pesado e um agente complexante como os ácidos orgânicos (polifenóis, ácidos alifáticos, aminoácidos, ácido cítrico, oxálico e málico) contidos nas frações da MOS (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e húmica) (DA SILVA; MENDONÇA, 2007).

A complexação do Cd pela MOS pode acarretar efeitos adversos na biomassa microbiana e provocar mudanças no tamanho, estrutura e eficiência das comunidades (JONES; JACOBSEN; LORBEER, 2002). Essa diminuição na atividade biológica provoca uma redução na atividade enzimática do solo, um parâmetro importante para regular o conteúdo de matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes no solo (HUANG et al., 2009).

Para reduzir os efeitos adversos do Cd para as plantas e microrganismos do solo, a imobilização “in situ” representa uma solução viável, ressaltando o uso de corretivos agrícolas na redução da mobilidade e disponibilidade do Cd em áreas contaminadas (GUO; ZHOU; MA, 2006). Com o uso de corretivos agrícolas de baixo custo e elevada disponibilidade para os produtores, pode-se além de diminuir a absorção do metal pela planta evitar o seu ingresso na cadeia alimentar (JÄRUP; ÅKESSON, 2009), sendo também o aporte da matéria orgânica reconhecido por diminuir os conteúdos de metais pesados devido a ação da complexação organometálica produzindo diversas mudanças na CTC do solo (AHUMADA et al., 2014).

Normalmente os resíduos orgânicos de origem animal representam uma maior fonte de compostos orgânicos, embora possam ser considerados como uma fonte de contaminação com metais pesados, como o lodo de esgoto (HAMID et al., 2019; ZORPAS, 2000). Resíduos animais, por exemplo, esterco bovino e de aves, lodo de esgoto e resíduos de safras anteriores são usados amplamente como corretivos para imobilizar metais pesados e também como adubos ou fontes de nutrientes. A cama de frango pode reduzir as concentrações de Cd, Cu, Pb e Zn em grãos (AHUMADA et al., 2014; IHNAT; FERNANDES, 1996), enquanto o esterco de aves, é recomendado para a imobilização do Cd (BOLAN et al., 2003).

2.4 Calagem

Diferentes produtos são utilizados na correção de solos para fins agrícolas, um deles é o calcário, utilizado normalmente para corrigir problemas de acidez no solo, também é usado para outros propósitos, como suprir necessidade de Ca^{2+} , Mg^{2+} (FERNANDES et al., 1993). Diversos estudos demonstraram que o CaCO_3 melhora a taxa total de adsorção e também a proporção de adsorção específica do Cd, indicando a calagem como mitigador do Cd disponível (ZHAO; JIANG; DU, 2014). Isso é possível devido à alta afinidade da superfície do CaCO_3 pelo Cd^{2+} . A insolubilização do Cd no solo é provocada pela formação de compostos insolúveis como o $\text{Cd}(\text{OH})_2$ em resposta às mudanças de pH, resultante da presença do CaCO_3 sugerindo que solos com níveis altos de CaCO_3 têm uma elevada capacidade para adsorver o Cd^{2+} e conseqüentemente diminuir seu risco ambiental (WANG et al., 2011).

Com a adição de CaCO_3 no solo é provocada a formação de diferentes sais de Cd, dentre eles o $\text{Cd}(\text{OH})_2$ e CdCO_3 , que são insolúveis em faixas de pH inferiores a 6,5 (condições no qual a maioria do Cd^{2+} está disponível) com uma solubilidade crescente no tempo, mesmo assim

são mais viáveis de serem obtidos do que outros compostos que representam um risco maior (PORTER et al., 2004).

Os principais critérios de recomendação de calagem são a elevação do pH do solo para valores ideais para a cultura, elevar a percentagem da saturação de bases da CTC e para neutralizar toxicidade do Al^{3+} trocável (SBCS, 2004), pelos quais se determinam a quantidade de corretivos que devem ser utilizados e diferentes métodos são utilizados no cálculo da recomendação de calagem, dentre eles destacam o método combinado do Al^{3+} trocável (equação 1) e o método do $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ (equação 2) em que é selecionado o método que recomenda uma quantidade maior de calcário (FERNANDES et al., 1993).

$$NC \left(\frac{t}{ha} \right) = Al^{3+} Cmolc/dm^3 \times 2 \times 100/PRNT \quad \text{Eq. 1}$$

$$NC (t/ha) = [2 - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) Cmolc/dm^3] \times 100/PRNT \quad \text{Eq. 2}$$

Onde NC (t/ha) = necessidade de calcário (t/ha), Al^{3+} = alumínio trocável (cmol_c/dm³), $(Ca^{2+} + Mg^{2+})$ = cálcio + magnésio trocável (cmol_c/dm³) e PRNT= poder relativo de neutralização total do calcário.

Também é utilizado o método da saturação por bases, no qual a necessidade de calcário é calculada para elevar a saturação de bases a um valor desejado (equação 3).

$$NC (t/ha) = \frac{CTC(V2-V1)}{100} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde NC é a necessidade de calcário (t/há) com PRNT 100%; V2 é a percentagem de saturação por bases desejada; e, V1 é a percentagem inicial da saturação por bases do solo (SBCS, 2004).

2.5 Gessagem

O gesso ($CaSO_4 \cdot H_2O$) possui uma solubilidade de 2.5g/l (170 vezes maior do que o calcário) (BENNETT et al., 2014), como resultado aumenta de forma eficiente a mobilidade de cátions básicos e trocáveis como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ podendo se ligar aos ânions como SO_4 , que se dissociam e podem se unir com o Al^{3+} trocável nas camadas sub superficiais do solo, diminuindo a sua atividade e efeitos tóxicos para as plantas. Além do seu papel como condicionador de solo,

ele provê um grande aporte de Ca^{2+} e enxofre (CRUSCIOL et al., 2016; PAULETTI et al., 2014; ZOCCA; PENN, 2017).

A gessagem pode melhorar as condições físicas de muitos solos fornecendo eletrólitos (cátions e ânions) suficientes para provocar a floculação e inibir a dispersão dos agregados, evitando assim o encrostamento superficial (RAMTAHAL et al., 2019). Devido a sua reação (equação 4) quando adicionado no solo e sua alta solubilidade, ele é considerado um condicionador de subsuperfície, com a formação de um par iônico que é rapidamente lixiviado até horizontes inferiores do solo.



Em solos sódicos a substituição do sódio pelo cálcio do gesso na superfície das argilas pode promover a floculação. Experimentos de campo têm demonstrado que os solos tratados com gesso permitem uma maior infiltração de água e portanto são menos afetados pela erosão do que os solos onde o gesso não foi aplicado. Da mesma forma, o gesso pode reduzir a resistência das camadas sub superficiais endurecidas, permitindo uma maior penetração das raízes o que favorece a absorção de água pelas plantas (BENNETT et al., 2014).

2.6 Fitoremediação

A remediação de solos contaminados com metais pesados apresenta vários desafios técnicos e científicos, devido ao fato que os metais pesados não podem ser degradados em formas não daninhas, essa abordagem se refere a remover ou sequestrar esses metais do solo. Atualmente as opções disponíveis para a remediação de solos contaminados com metais pesados inclui tratamentos “in situ” e “ex situ” sejam químicos ou biológicos, lavagens do solo, vitrificação, incineração e criação de aterros (SUMMERSGILL, 2006).

A fitoremediação é uma tecnologia viável e oferece alternativas de baixo custo para tratamento químico e biológico e também representa uma técnica amigável com o ambiente devido a mitigação de contaminantes através dos processos metabólicos das plantas sem perturbar as características físicas, químicas e ecológicas dos solos (MOJIRI et al., 2016). Contudo, é uma técnica limitada devido a vários fatores como o longo tempo de tratamento, área e especificidade do contaminante, outro fator que limita a implementação da tecnologia em grandes áreas é o

descarte de grandes quantidades de biomassa vegetal contaminada com metais pesados, quando o material vegetal contém níveis específicos do contaminante é considerado perigoso e deve ser armazenado ou descartado de forma correta e responsável, tornando necessário o pós processamento do material vegetal (DHIR; SRIVASTAVA, 2012).

A fitoremediação de áreas contaminadas inclui a utilização de quatro mecanismos de ação (SARMA, 2011):

1) Fitoextração: as plantas absorvem os metais do solo através do sistema radicular e o translocam para os órgãos da planta onde são acumulados. Plantas hiperacumuladoras são as mais utilizadas nesse processo para extrair os metais das áreas contaminadas. A eliminação dos metais que foram extraídos do solo é possível pela colheita apropriada das plantas.

2) Fitovolatilização: as plantas são utilizadas para extrair alguns contaminantes (benzeno e tolueno) do solo e liberá-los à atmosfera por volatilização.

3) Fitoestabilização: Neste processo as interações das raízes das plantas com os microrganismos do solo podem imobilizar contaminantes orgânicos e alguns inorgânicos ligando-os às partículas do solo e tem como resultado a diminuição da lixiviação desses contaminantes ao lençol freático.

4) Fitofiltração: consiste no uso de sementes (blastofiltração) e raízes (rizofiltração) para absorver ou adsorver poluentes, a maioria metais, da água e resíduos líquidos (esgoto).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Para alcançar os objetivos propostos foram conduzidos dois experimentos: um em condições de laboratório e outro em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo, Centro de Ciências Agrárias na Universidade Federal do Ceará.

3.1. Solo e água utilizados nos experimentos

3.1.1 Solo

Nos dois experimentos foi utilizado um solo da camada superficial (0-20 cm) da microempresa “Biotecnologia do Ceará Ltda.” localizada no município de Eusebio/CE, nas coordenadas 3°53'54"S 38°26'34"W. Após a coleta o solo foi seco ao ar e peneirado em malha de 2 mm para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA). O solo é classificado como Argissolo vermelho amarelo (SiBCS) (SANTOS et al., 2013) e suas características físico-químicas estão contidas na tabela 1. O solo apresenta textura arenosa e pH ligeiramente ácido e baixos teores de metais pesados. O Cd disponível é menor a 0,005 mg/kg, valor inferior aos valores de prevenção (1,3 mg/kg) e para investigação agrícola (3mg/kg) (CONAMA, 2012).

3.1.2 Água utilizada para irrigação em casa de vegetação

Nas irrigações feitas no experimento em casa de vegetação foi utilizada água de um poço profundo localizado próximo à área onde foi coletado o solo, cujas características são indicadas na tabela 2. A água não apresenta restrições por salinidade (0,52 dS/m), sodicidade (RAS= 2,9) e pH (6,9) normal para águas de irrigação (AYERS; WESTCOT, 1985).

Tabela 1- Caracterização química e física de Argissolo vermelho amarelo utilizado para a avaliação do comportamento de Cd após a utilização de corretivos

CARACTERÍSTICA	VALORES
Areia (%)	73,6
Silte (%)	9,84
Argila (%)	16,56
pH	5,22
Ca (cmol _c /kg)	0,8
Mg (cmol _c /kg)	0,5
Na (cmol _c /kg)	0,11
K (cmol _c /kg)	0,12
Al (cmol _c /kg)	0,4
H+Al (cmol _c /kg)	0,9
Metais pesados disponíveis	
Fe (g/kg)	35,6
Cu (mg/kg)	0,7
Mn (mg/kg)	1,2
Zn (mg/kg)	1,8
Cd (mg/kg)	<0,05
Outros	
CTC efetiva (cmol _c .kg)	1,96
CTC pH 7 (cmol _c .kg)	2,48
V (%)	62,29
SB (cmol _c .kg)	1,54
m (%)	21,28
MO (g.kg)	4,5
P (mg/kg)	38,7

CTC: capacidade de troca catiônica, V: saturação por bases, SB: soma de bases, m: saturação de alumínio.

Tabela 2- Características da água de poço utilizada para irrigação no experimento em casa de vegetação

CARACTERÍSTICA	VALORES
pH	6,92
CE (dS/m)	0,52
Ca (mmolc/L)	0,54
Mg (mmolc/L)	1,20
Na (mmolc/L)	2,67
RAS	2,87
K (mmolc/L)	0,35
Cloretos (mmolc/L)	2,9
Carbonatos (mmolc/L)	0
Bicarbonatos (mmolc/L)	0,2
Soma de ânions (mmolc/L)	3,10
Soma de cátions (mmolc/L)	4,25

3.2 Tratamentos

3.2.1 Laboratório

No experimento de laboratório utilizou-se 3 níveis de saturação por bases: 62% (natural), 80% e 100%; e 4 corretivos químicos: 100% Calcário, 75% calcário + 25% gesso, 50% calcário + 50% gesso e 100% gesso.

Em todos os tratamentos usou-se 1 kg de solo e foram aplicados 30 mg Cd/kg na forma de $\text{CdCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (P.A) em solução após incubação durante 30 dias em que o solo foi umedecido até atingir capacidade de campo.

3.2.2 Casa de vegetação

Foram estabelecidos 3 tratamentos de corretivos: sem corretivo, 100% calcário e 75% calcário + 25% gesso, atingindo 90% da saturação por bases; e 4 doses de Cd: 0, 5, 10 e 20 mg Cd/kg na forma de $\text{CdCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (P.A). Utilizou-se vasos com 3 kg de solo e foram incubados durante 30 dias a capacidade de campo após a qual iniciou-se o plantio do sorgo forrageiro como planta indicadora.

3.3 Instalação e condução dos experimentos

No experimento de laboratório após o mencionado no item 3.2.1 foram feitas as determinações de pH e Cd disponível.

No experimento em casa de vegetação o solo foi incubado durante 30 dias em sacos plásticos e posteriormente colocado em vasos plásticos onde foram semeadas 10 sementes de sorgo forrageiro. 15 dias após a semeadura realizou-se o desbaste, deixando 4 plantas por vaso. A irrigação foi feita diariamente e a adubação foi feita via solução nutritiva de forma igual para todas as unidades experimentais. Aos 55 dias após semeadura realizou se a colheita da parte aérea das plantas a 1cm da superfície do solo, lavadas com água destilada e colocadas em sacos de papel para secagem. As raízes foram extraídas e lavadas para retirar o solo aderido e colocadas em sacos de papel para secagem. Após a secagem o material vegetal foi pesado e moído em moinho horizontal FRITSCH *Pulverisette 14* com peneira de 0,5mm e armazenado até a realização das análises químicas.

3.5 Variáveis analisadas

O pH do solo em água foi determinado na relação 1:2,5 ao final da incubação experimento de laboratório e após a colheita do material vegetal no experimento em casa de vegetação.

Os teores de Cd foram extraídos com solução DTPA pH 7,0 na relação 1:2 em ambos os experimentos, e os teores de Zn, Cu, Fe e Mn apenas no experimento em casa de vegetação.

Ca e Mg trocáveis foram extraídos com solução de acetato de amônio 1N pH 7,0 na relação 1:5, apenas no segundo experimento.

A matéria seca foi determinada por pesagem da parte aérea e raízes após secagem a 65°C até peso constante em estufa com circulação forçada de ar e no material vegetal também foram obtidos os teores totais de Ca, Mg, Cd, Zn, Cu, Fe e Mn foram digeridos por via úmida com água regia invertida (HNO₃ e HCl na proporção 3:1) em bloco digestor aberto.

Todas as determinações foram feitas com espectrômetro de absorção atômica Thermo Scientific™ iCE™ 3300 AAS e as análises referentes aos experimentos foram realizados segundo os métodos descritos por EMBRAPA (2009, 2017).

Os fatores de bioconcentração (FBC) e translocação (FT) em todos os tratamentos foram calculados pelas seguintes equações (SILVA et al., 2017):

- Fator de Bioconcentração (FBC): Determinado nas raízes e parte aérea (equação 5) pela diferença da quantidade contida na parte da planta e no solo.

$$FBC(\%) = \frac{[Metal]_{parte\ aérea\ ou\ raiz}}{[Metal]_{solo}} \times 100 \quad \text{Eq. 5}$$

- Fator de translocação (FT): A capacidade das plantas para translocar o metal da raiz até a parte aérea foi obtido por diferença da quantidade na parte aérea e total (parte aérea + raiz) (equação 6).

$$FT(\%) = \frac{[Metal]_{parte\ aérea}}{[Metal]_{parte\ aérea} + [Metal]_{raiz}} \times 100 \quad \text{Eq. 6}$$

3.6 Análise estatística

No experimento de laboratório seguiu-se um delineamento inteiramente casualizado para os tratamentos em arranjo fatorial (3X4) com três repetições totalizando 36 unidades experimentais. No experimento em casa de vegetação seguiu-se um delineamento inteiramente casualizado para os tratamentos em disposição fatorial (4X3) com 4 repetições totalizando 48 unidades experimentais.

Os resultados das variáveis no solo e nas plantas analisadas foram submetidos à análise da variância (ANOVA) e comparados pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$) e feitas as matrizes de correlação de Pearson para o solo e a planta. As análises estatísticas foram feitas através da utilização do software Infostat versão estudantil, Graphpad Prism 9 e SigmaPlot 14.0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Experimento de laboratório

4.1.1 Efeito dos corretivos e saturação por bases na disponibilidade de Cd

As fontes de variação, saturação por bases e corretivos assim como a sua interação apresentaram diferenças estatísticas altamente significativas ($p < 0,01$) de Cd disponível em todos os tratamentos aplicados.

Tabela 3- Quadro da ANOVA para cada fator de variação e para a interação entre ambos na disponibilidade de Cd

Fator de variação	SQ	gl	QM	F calculado	
Saturação por bases	253	2	127	428,6	**
Corretivo	27,9	3	9,29	31,42	**
Interação	17,1	6	2,85	9,66	**
Residual	7,09	24	0,296		

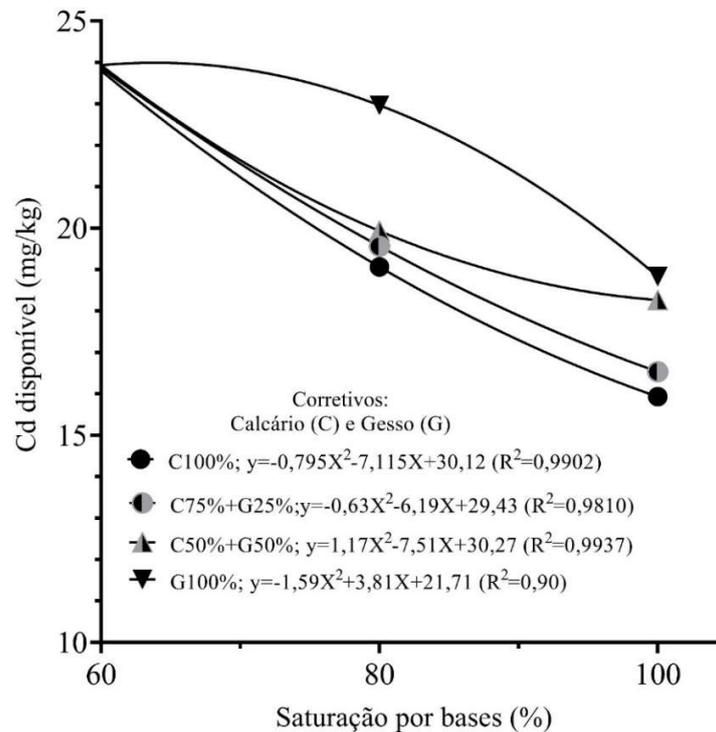
**= diferença significativa a 1%, SQ= soma de quadrados, gl= graus de liberdade, QM= quadrado médio.

Os resultados apresentados na figura 1 demonstra que o Cd disponível diminui com o aumento da saturação por bases. A comparação das suas médias pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$), demonstrou diferenças altamente significativas para os tratamentos de corretivos com 100% calcário e 75% calcário + 25% gesso entre as três saturações por bases estudadas e os tratamentos em que não foram aplicados corretivos, entretanto, verificando-se uma ligeira superioridade do uso de carbonato de cálcio puro em relação ao 75% carbonato + 25% gesso, embora sem diferenças estatísticas entre si. O tratamento com 50% calcário + 50% gesso apresentou diferenças estatísticas significativas com a elevação da saturação por bases a 80% em relação ao controle (62,29%) e não apresentou diferenças com o 100% da saturação por bases. O tratamento de 100% gesso não apresentou nenhuma diferença significativa mesmo com a elevação da saturação por bases em comparação com os que tiveram carbonato na sua composição. O Cd disponível com todos os corretivos se ajustou em um modelo polinomial de segundo grau (R^2 na faixa de 0,90 a 0,99).

Considerando os 30 mg Cd/kg aplicados totalmente disponível, no tratamento em que não houve aplicação de corretivos o Cd disponível foi de 23,90 mg/kg, reduziu-se em 20,33%, enquanto que para 100% da saturação por bases, os corretivos com 100% calcário e 75% calcário

+ 25% gesso o Cd disponível foi de 15,93 e 16,13 mg/kg, essa redução foi de 46,9% e 46,23% respectivamente, demonstrando assim uma alta mitigação da sua disponibilidade (figura 1).

Figura 1- Cd disponível após incubação com 30 mg Cd/kg em função da saturação por bases nos corretivos utilizados



4.1.2 Efeito dos corretivos e saturação por bases no pH do solo

Na tabela 4 verifica-se que de forma similar ao Cd disponível foram observadas diferenças altamente significativas para a saturação por bases, corretivos utilizados e a sua interação.

Tabela 4- Quadro da análise da variância para o pH do solo

Fator de variação	SQ	gl	QM	F calculado	
Saturação por bases	7,205	2	3,603	803,0	**
Corretivo	2,396	3	0,7986	178,0	**
Interação	1,791	6	0,2985	66,54	**
Residual	0,1077	24	0,004486		

**= diferenças significativas a 1%, SQ= soma de quadrados, gl= graus de liberdade, QM= quadrado médio

Os tratamentos que receberam maior quantidade de carbonato de cálcio tiveram uma maior elevação do pH (figura 2). Como esperado devido ao carbonato de cálcio ser um corretivo que eleva o pH de solos ácidos. Mesmo sem provocar mudanças no pH do solo, o gesso pode neutralizar a toxidez de metais pesados, principalmente em camadas sub-superficiais devido à atividade do SO_4^{2-} que pode formar pares iônicos que são facilmente perdidos no perfil do solo (PAULETTI *et al.*, 2014).

O tratamento 100% CaCO_3 apresentou um efeito linear positivo com o aumento da saturação por bases sobre o pH do solo (figura 2), já os tratamentos que apresentaram maiores proporções de gesso na sua composição não apresentaram mudanças no pH do solo em relação ao controle. Com o aumento da dosagens e utilização de 100% gesso foi observada uma pequena redução do pH, o que pode atribuir-se em parte à substituição do H trocável pelo Ca do gesso. Resultados similares foram encontrados por Fontoura *et al.* 2019, indicando pequenas reduções do pH com o aumento do gesso aplicado no solo, mesmo em camadas superficiais. Zoca e Penn (2017) explicam esse comportamento pela substituição dos íons H e Al trocáveis pelo Ca fornecido pelo gesso.

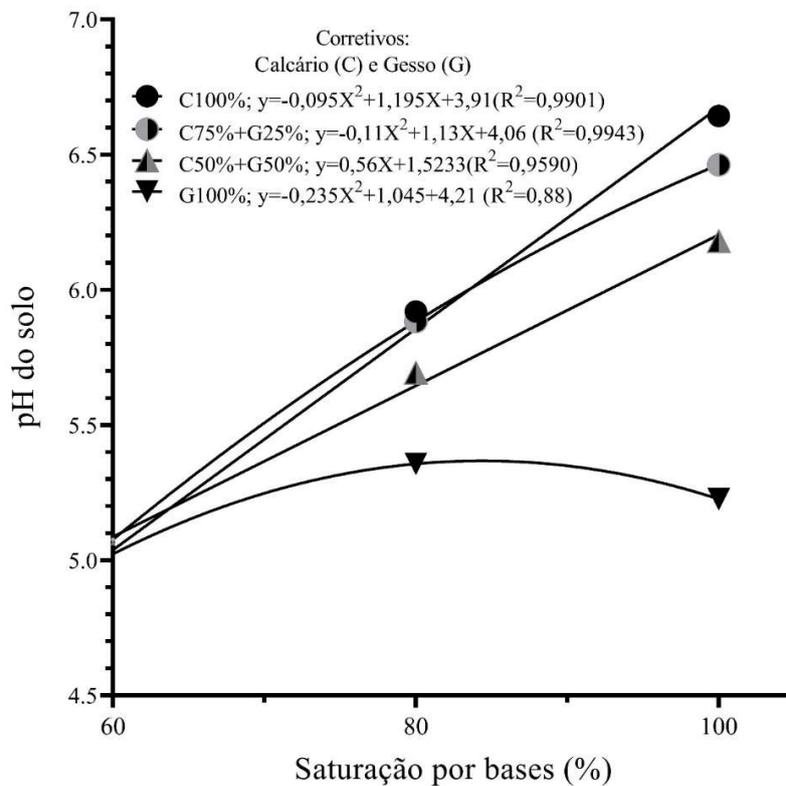
Comparando o Cd disponível e o pH do solo (figuras 1 e 2) observa-se uma relação inversa entre valores de pH do solo e a disponibilidade de Cd, ou seja, a medida que aumenta o pH se reduz a disponibilidade do mesmo.

Os tratamentos em que se aplicaram corretivos para 100% da saturação por bases, o 100% calcário e o calcário 75%+25% gesso elevaram o pH do solo para 6,64 e 6,46 respectivamente e foram os tratamentos que também apresentaram os menores teores de Cd disponível.

Essa diminuição na disponibilidade de Cd resultante das elevações de pH do solo tem sido amplamente pesquisadas em outros trabalhos, sendo atribuída à alta afinidade da superfície do carbonato de cálcio pelo Cd, que possui um raio iônico similar ao do Ca, o que facilita a sua interação no complexo de troca nas partículas coloidais do solo como resultado dos incrementos dos sítios de adsorção e pela formação de hidróxido de Cd ($\text{Cd}(\text{OH})^+$) (LI *et al.*, 2012; ZHAO; JIANG; DU, 2014). O $\text{Cd}(\text{OH})^+$, junto com o CdO, CdS e CdCO_3 são formas insolúveis e reduzem a sua mobilidade (PIRI *et al.*, 2021), enquanto que CdOAC, CdCl_2 e CdSO_4 são solúveis em água (NORDBERG; NOGAWA; NORDBERG, 2015). Essa formação de compostos insolúveis ou com solubilidade dependente do pH permite com que possam ser estabelecidas faixas de pH ideais para

mitigar a presença do Cd no solo, neste caso pH superiores a 6 demonstraram menor disponibilidade de Cd, indicando a formação de carbonato de Cd devido à adição do CaCO_3 nos tratamentos. Observando que mesmo que essa disponibilidade é influenciada pelo pH solo, a espécie do metal que é formada na sua mitigação também tem uma grande importância devido a que provê uma ideia geral do composto formado no solo e facilita o processo de mitigação num futuro próximo.

Figura 2- Resposta do pH do solo após incubação com Cd em função da saturação por bases nos corretivos utilizados



4.2 Experimento em casa de vegetação

4.2.1 Desenvolvimento das plantas

Os efeitos deletérios do Cd nas plantas de sorgo foram primeiramente avaliados através da produção de matéria seca, os quais foram notórios. A ANOVA dessa variável é apresentada na tabela 5, em que é possível observar a ANOVA para a matéria seca da parte aérea, raízes e total das plantas de sorgo forrageiro. Na referida tabela verifica-se que em todos os casos houveram diferenças altamente significativas para as doses de Cd, corretivos e sua interação.

Tabela 5- Análise de variância para a produção de matéria seca a) parte aérea, b) raízes e c) total das plantas de sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor* L.)

Fator de variação	SQ	gl	QM	F calculado	
Matéria seca da parte aérea					
Dose	1262,00	3	420,5	186,50	**
Corretivo	118,10	2	59,06	26,24	**
Interação	8,75	6	13,63	6,05	**
Residual	81,16	36	2,254		
Matéria seca das raízes					
Dose	334,80	3	111,60	186,50	**
Corretivo	283,20	2	141,60	26,20	**
Interação	159,10	6	26,52	6,04	**
Residual	69,65	36	1,935		
Matéria seca total					
Dose	2872,00	3	957,30	227,30	**
Corretivo	758,10	2	379,10	90,01	**
Interação	398,30	6	66,40	15,76	**
Residual	151,60	36	4,21		

**= diferenças significativas a 1%, SQ= soma de quadrados, gl= graus de liberdade, QM= quadrado médio.

Na dose de 0 mg Cd/kg os corretivos 100%C e 75%C+25%G aumentaram de forma significativa a produção de matéria seca da parte aérea e raízes das plantas de sorgo forrageiro em comparação com as plantas que não receberam corretivos (figura 3). Foi verificada uma produção de matéria seca superior na parte aérea das plantas em todos os casos. Nas raízes foram verificadas diferenças significativas com o uso de corretivos na dose de 0, 5 e 10 mg Cd/kg e em todos os casos o tratamento 100% C obteve uma produção de matéria seca superior à obtida com os outros tratamentos, já com a dose de 20 mg Cd/kg não foram reportadas diferenças significativas entre os tratamentos utilizados.

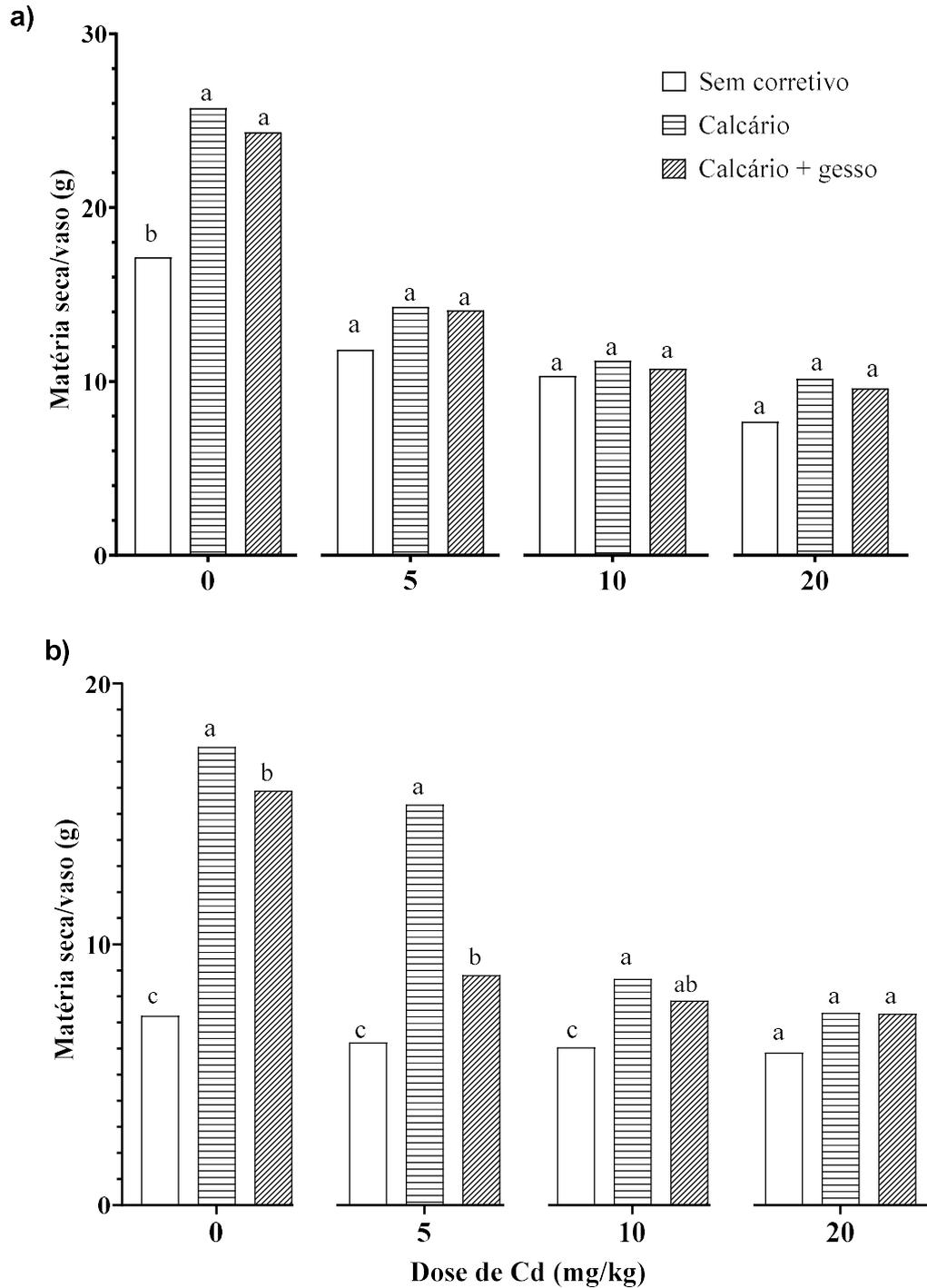
As plantas que apresentaram redução no crescimento mostraram clorose nas folhas velhas e enrolamento nas folhas mais novas, com sintomas visuais mais acentuados quando a dose de Cd foi maior e com o avanço do tempo (figuras 4 e 5). As reduções de produção de matéria seca da parte aérea em relação aos tratamentos sem Cd variou de 44,2% a 60,55% entre as doses de 5 a 20 mg Cd/kg. Resultados similares foram encontrados por Jia et al. (2016) reportando redução na produção de matéria seca da parte aérea do sorgo de 61%, reduções de crescimento e clorose na parte aérea das plantas de diferentes espécies também têm sido reportadas por diversos pesquisadores em *Solanum tuberosus* (HASSAN et al., 2016), *Solanum lycopersicum* (HÉDIJI et al., 2015), *Brassica oleraceae* (JINADASA et al., 2016), *Capsicum annum* (XIN et al., 2014) e plantas ornamentais da família Rubiaceae como *Pentas lanceolata* (CHANG et al., 2013).

As raízes das plantas por serem um órgão que entra em contato direto com o Cd adicionado ao solo são fortemente afetados pelo mesmo. Nos tratamentos sem Cd a maior produção de matéria seca nas raízes foi acompanhada também com alta produção de matéria seca da parte aérea, apresentando uma relação (MS parte aérea/ MS raízes) em torno a 1,5. Relação que depende muito do estado nutricional das plantas e que pode variar de espécie a espécie e tem sido correlacionado com a relação de aminos/nitratos das raízes, com valores superiores a 1 sendo característicos de altos níveis de N. tem sido proposto que estão relacionadas com a sinalização do ácido giberélico na sinalização e regulação respiratória na produção de matéria seca em raízes e parte aérea (LYNCH; MARSCHNER; RENGEL, 2012). Dita relação pode ser um indicativo do estresse ao que as plantas de sorgo foram submetidas no experimento, indicando um deterioro no estado nutricional das mesmas a medida que as doses de Cd aumentaram e uma diminuição nos conteúdos de N nas plantas, o que pode representar uma afeção direta no aparato fotossintético das mesmas, levando a um desequilíbrio hormonal, o que levou a uma partição desigual na produção

de matéria seca. A partir da dose de 5 mg Cd/kg essa relação foi menor e apresentou uma tendência a reduzir-se com a elevação das doses para 20 mg Cd/kg, variando de 2,4 para 1,3 nos tratamentos sem corretivo, de 1,48 para 1,39 com o 100% C e de 1,71 para 1,39 com 75% C + 25% G. Com exceção do 100% C que teve uma maior produção de raízes (relação 0,93) mas pouco influenciou na produção de matéria seca da parte aérea.

Esse comportamento, em parte, pode estar associado a modificações na estrutura dos tecidos nas raízes das plantas quando são expostas a diferentes quantidades de Cd, o que resulta em aumento da grossura dos tecidos e inflamações sem provocar necessariamente aumentos na matéria seca (STANŇOVÁ et al., 2012; WEI et al., 2012) e também pode ter sido influenciado pelos sinergismos e antagonismos com outros elementos disponíveis às plantas (HUSSAIN et al., 2019).

Figura 3- Produção de matéria seca a) parte aérea e b) raízes das plantas de sorgo (*Sorghum bicolor* L.) para os corretivos dentro de cada dose de Cd aplicada

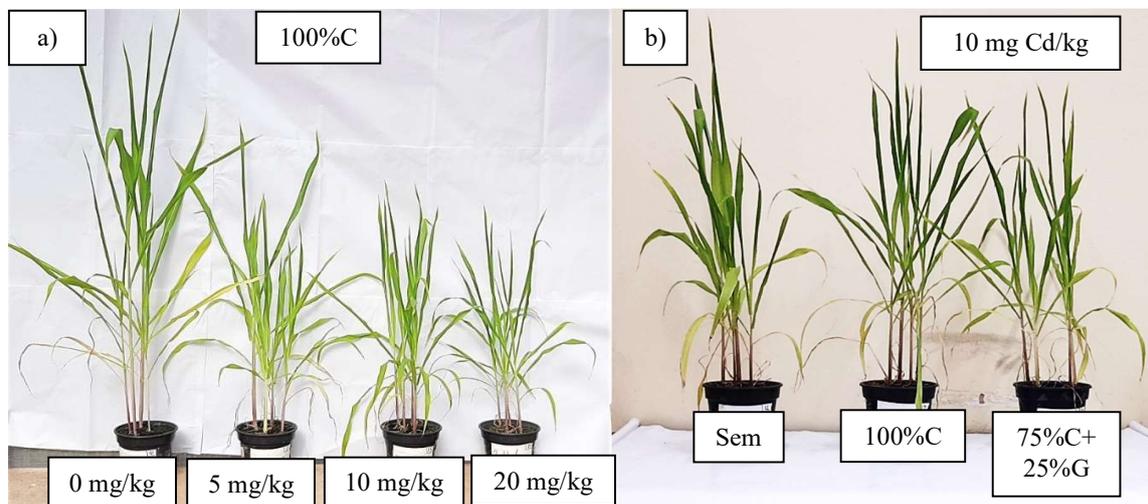


Médias com letras minúsculas iguais não se diferenciam estatisticamente a 5%

Figura 4- Experimento em vasos com doses de Cd e corretivos com plantas de sorgo (*Sorghum bicolor* L.) 20 dias após sementeira



Figura 5- Desenvolvimento do sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor* L.) aos 55 dias após sementeira a) nas diferentes doses de Cd no tratamento 100% C e b) com diferentes corretivos na dose de 10 mg Cd/kg em Argissolo vermelho amarelo (90% de saturação por bases)



4.2.2 Teores de nutrientes no solo e nas plantas

Em todos os tratamentos o pH aumentou em relação ao pH inicial do solo (tabela 1). Esses aumentos podem ser explicados pelo maior pH da água de irrigação utilizada (tabela 2) e pelos corretivos aplicados. Em todos os corretivos o pH do solo seguiu uma tendência polinomial de segundo grau, embora com coeficientes de regressão muito baixos (figura 6). Em todas as doses de Cd, nos tratamentos que receberam corretivos o pH foi superior a 7 e apresentaram diferenças somente com aqueles em que não foi adicionado. O pH com aplicação de 100%C foi superior ao 75%C+25%G e não apresentaram diferença estatística entre si.

O Cd disponível com todos os corretivos em função das doses aplicadas se ajustou num modelo linear de forma estatística altamente significativa ($R^2 > 0,9$) (figura 7), sendo superior o tratamento que não recebeu corretivos. Assim, nos tratamentos sem corretivo o Cd aplicado permaneceu disponível entre 65 e 78,1%; no tratamento 100%C entre 49,2 e 64,1%; e no tratamento 75%C+25%G entre 54,2 e 66,5%. A menor disponibilidade de Cd verificado nos tratamentos com CaCO_3 pode explicar-se pela elevação do pH e por sua afinidade pelo Cd que forma $\text{Cd}(\text{OH})_2$ e CdCO_3 que são formas insolúveis (NORDBERG; NOGAWA; NORDBERG, 2015; PIRI et al., 2021).

Com relação aos metais pesados considerados micronutrientes essenciais (Zn, Cu, Fe, Mn) disponíveis no solo não foram encontradas diferenças significativas nas suas médias entre as doses de Cd e corretivos utilizados (tabela 6), entretanto seus valores foram inferiores aos do solo original (tabela 1). Igualmente não se verificaram diferenças no Ca e Mg trocáveis, entretanto os valores do Ca aumentaram ligeiramente e o Mg diminuiu levemente, esse comportamento pode ser explicado pelo fato dos corretivos usados possuírem Ca o qual pode ter substituído em parte o Mg devido ao antagonismo existente entre eles. Por outro lado, para a diminuição da disponibilidade dos metais pesados pode ter contribuído o aumento do Ca trocável, a elevação do pH com os corretivos químicos além de sua extração pelas plantas por serem nutrientes essenciais.

Tabela 6- pH do solo, teores de metais pesados e Ca e Mg trocáveis no solo, após 55 dias de cultivo com sorgo (*Sorghum bicolor* L.)

Dose de Cd (mg/kg)	Corretivo	pH do solo	Cd	Zn	Cu	Mn	Fe	Ca	Mg
		mg/kg.....				g/kgcmol/kg.....	
0	Sem Corretivo	6,53Ab	<0,05Da	1,31Aa	0,33Aa	0,37Aa	14,88Aa	0,97Aa	0,43Aa
	Calcário	7,31Aa	<0,05Da	1,05Aa	0,32Aa	0,26Aa	8,45Aa	1,15Aa	0,37Aa
	Calcário + gesso	7,34Aa	<0,05Da	0,82Aa	0,25Aa	0,39Aa	6,38Aa	1,19Aa	0,35Aa
5	Sem Corretivo	6,67Ac	3,25Ca	1,28Aa	0,42Aa	0,53Aa	13,79Aa	0,93Aa	0,41Aa
	Calcário	7,58Aa	2,46Cb	0,92Aa	0,26Aa	0,30Aa	5,34Aa	1,19Aa	0,41Aa
	Calcário + gesso	7,23Ab	2,71Cb	1,00Aa	0,33Aa	0,54Aa	9,42Aa	1,14Aa	0,35Aa
10	Sem Corretivo	6,69Ac	7,44Ba	1,12Aa	0,37Aa	0,30Aa	13,45Aa	0,95Aa	0,41Aa
	Calcário	7,44Aa	5,83Bb	1,14Aa	0,40Aa	0,73Aa	9,99Aa	1,20Aa	0,37Aa
	Calcário + gesso	7,05Ab	5,70Bb	0,98Aa	0,32Aa	0,79Aa	11,28Aa	1,07Aa	0,34Aa
20	Sem Corretivo	6,7Ac	15,62Aa	1,07Aa	0,37Aa	0,30Aa	10,95Aa	0,90Aa	0,40Aa
	Calcário	7,45Aa	12,82Ab	1,09Aa	0,35Aa	0,53Aa	9,30Aa	1,17Aa	0,34Aa
	Calcário + gesso	7,06Ab	13,31Ab	0,64Aa	0,25Aa	0,49Aa	9,35Aa	1,01Aa	0,34Aa

Médias com letras maiúsculas iguais entre doses não se diferenciam estatisticamente a 5%.

Médias com letras minúsculas iguais entre os corretivos não se diferenciam estatisticamente a 5%

Figura 6- pH do solo para os corretivos em função das doses de Cd aplicado

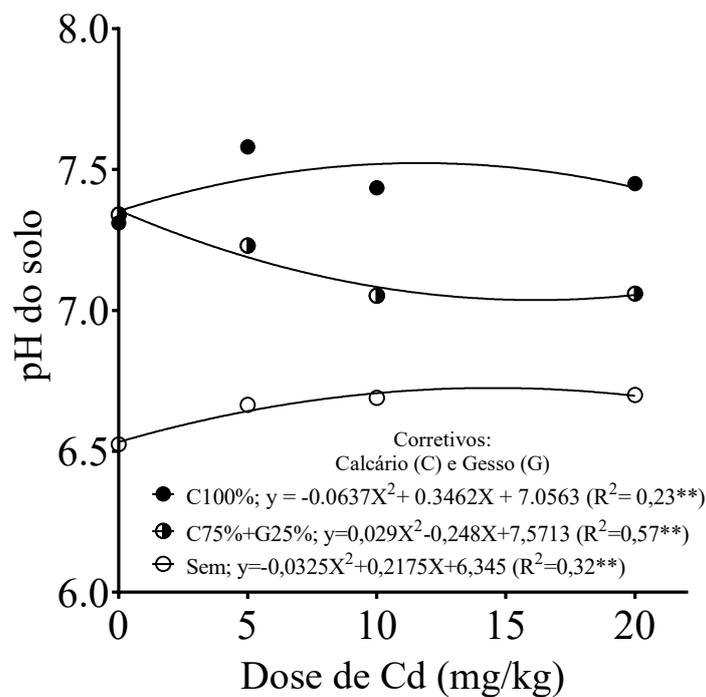
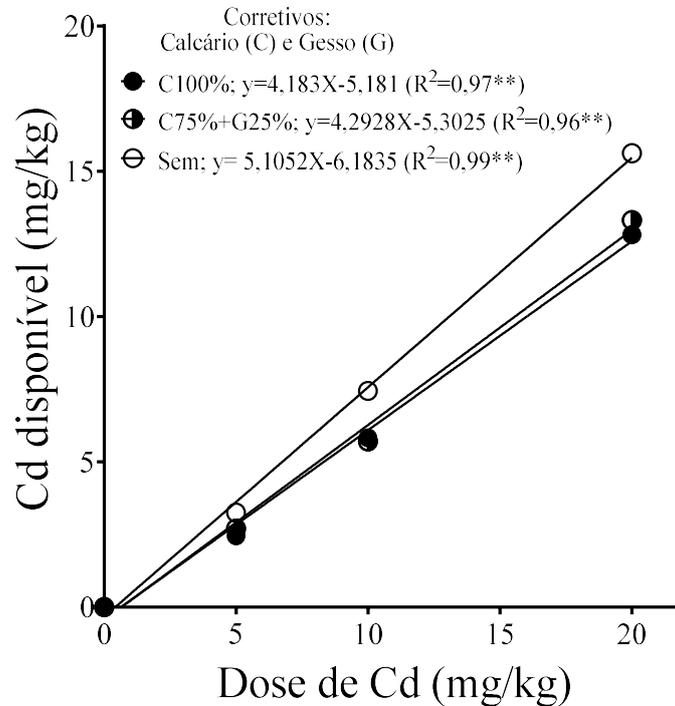


Figura 7- Cd disponível no solo após 55 de cultivo com sorgo (*Sorghum bicolor* L.) para os corretivos em função das doses de Cd aplicado



Os teores médios dos metais pesados e Ca e Mg nos tecidos da parte aérea e raízes das plantas de sorgo e sua significância estatística pelo teste de Tukey a 5% são indicados na tabela 7. De modo geral verifica-se que os teores médios nas raízes são superiores aos da parte aérea.

Na parte aérea das plantas os maiores teores de Cd foram observados nos tratamentos em que foi adicionado Cd e que não receberam corretivo, diferindo estatisticamente daqueles com corretivos, os quais apresentaram menores valores, sendo que a partir de 10 mg Cd/kg solo não houve variação. Na dose 0 mg Cd/kg independentemente do uso de corretivos os teores foram inferiores a 0,05 mg Cd/kg. Nos tratamentos com corretivos e aplicação de Cd sua concentração na matéria seca variou entre 4,81 e 7,53 mg Cd/kg e foram inferiores com 100% C.

Nos tratamentos com adição de Cd, os teores de Cd variaram de 1,24 a 8,84 vezes mais do que na parte aérea com valores que aumentaram a medida que as doses aplicadas foram maiores. Trabalhando com diferentes cultivares de sorgo em soluções hidropônicas e doses de Cd e Zn, Soudek et al. (2014) encontraram concentrações desses metais pesados até 10 vezes maiores nas raízes do que na parte aérea. A maior concentração de Cd nas raízes é decorrente da resposta das

plantas ao estresse provocado pela presença do mesmo, essa resposta é atribuída à atividade de enzimas antioxidantes envolvidas nos mecanismos de defesa das plantas, sendo que esses efeitos podem ser mais significativos quando as plantas são expostas a estresse combinado de vários metais pesados (PANDIAN et al.,2020).

Os teores de Ca contidos na matéria seca da parte aérea das plantas não apresentaram diferenças estatísticas significativas com valores entre 0,77 e 1,14 g Ca/kg, diferente dos teores verificados na matéria seca das raízes das plantas que apresentaram diferenças significativas nos tratamentos em que foram aplicados corretivos, os tratamentos com 100%C e 75%C+25%G apesar de serem diferentes do controle, não apresentaram diferenças entre si. Os valores de Mg na matéria seca da parte aérea e raízes das plantas não apresentaram diferenças significativas em nenhum dos tratamentos utilizados. Esses valores de Ca e Mg nas plantas de sorgo foram inferiores aos encontrados por Fonseca et al. (2008) o que dificulta uma comparação entre os teores reportados por outros trabalhos devido às variações nas raízes e diferenças na condução dos experimentos.

Tabela 7- Teores médios de metais, Ca e Mg na parte aérea e raízes das plantas de sorgo (*Sorghum bicolor* L.)

		Parte aérea						
Dose de Cd (mg/kg)	Corretivo	Cd	Zn	Cu	Fe	Mn	Ca	Mg
	mg/vaso.....				g/vaso.....	
0	Sem Corretivo	<0,05Da	19,67Aa	4,75Aa	169,65Aa	32,05Aa	0,77Aa	1,44Aa
	Calcário	<0,05Da	14,7Aa	4,67Aa	86,13Ab	11,15Aa	0,94Aa	1,44Aa
	Calcário + gesso	<0,05Da	20,17Aa	4,01Aa	82,66Ab	16,77Aa	1,13Aa	1,61Aa
5	Sem Corretivo	5,87Ca	22,8Aa	5,12Aa	78,5Ba	21,05Aa	0,95Aa	1,55Aa
	Calcário	4,81Ca	20,33Aa	4,32Aa	67,04Ba	14,51Aa	1,1Aa	1,53Aa
	Calcário + gesso	6,04Ca	25,15Aa	3,16Aa	73,17Ba	14,23Aa	1,1Aa	1,52Aa
10	Sem Corretivo	9,45Aa	27,15Aa	5,03Aa	73,09Ca	18,32Aa	1,06Aa	1,76Aa
	Calcário	6,88Ab	26,74Aa	3,23Aa	49,46Cb	11,57Aa	1,14Aa	1,58Aa
	Calcário + gesso	7,53Ab	32,22Aa	5,63Aa	65,38Ca	15,75Aa	1,08Aa	1,56Aa
20	Sem Corretivo	8,73Ba	22,09Aa	4,48Aa	37,43Db	10,43Aa	0,94Aa	1,64Aa
	Calcário	6,79Bb	24,42Aa	3,31Aa	45,87Cb	9,03Aa	1,0Aa	1,71Aa
	Calcário + gesso	7,09Bab	26,77Aa	3,71Aa	63,43Ca	9,09Aa	1,07Aa	1,68Aa
		Raiz						
Dose de Cd (mg/kg)	Corretivo	Cd	Zn	Cu	Mn	Fe	Ca	Mg
	mg/vaso.....				g/vaso.....	
0	Sem Corretivo	<0,05Da	30,37Aa	12,75Aa	36,17Aa	36,57Aa	0,33Cb	0,35Aa
	Calcário	<0,05Da	23,46Aa	9,96Aa	25,73Aa	31,53Aa	0,54Aa	0,45Aa
	Calcário + gesso	<0,05Da	28,07Aa	8,02Aa	27,33Aa	33,30Aa	0,49Ba	0,58Aa
5	Sem Corretivo	7,29Ca	34,37Aa	10,81Aa	27,40Aa	34,13Aa	0,29Db	0,37Aa
	Calcário	5,98Ca	23,25Aa	8,38Aa	21,43Aa	27,58Aa	0,55Aa	0,44Aa
	Calcário + gesso	7,45Ca	28,42Aa	8,02Aa	14,99Aa	27,07Aa	0,49Ba	0,42Aa
10	Sem Corretivo	15,50Ba	28,87Aa	10,54Aa	27,97Aa	33,31Aa	0,41Ab	0,52Aa
	Calcário	13,20Bb	32,77Aa	11,49Aa	22,49Aa	32,77Aa	0,49Aa	0,44Aa
	Calcário + gesso	17,54Ba	24,4Aa	6,81Aa	15,86Aa	31,96Aa	0,55Aa	0,48Aa
20	Sem Corretivo	45,16Aa	26,01Aa	10,17Aa	17,02Aa	31,21Aa	0,35Bb	0,43Aa
	Calcário	39,55Aa	21,82Aa	11,61Aa	19,35Aa	33,09Aa	0,52Aa	0,58Aa
	Calcário + gesso	38,15Aa	26,99Aa	14,51Aa	14,23Aa	35,30Aa	0,53Aa	0,48Aa

Médias com letras maiúsculas iguais entre doses não se diferenciam estatisticamente a 5%.

Médias com letras minúsculas iguais entre os corretivos não se diferenciam estatisticamente a 5%

Quando se determinou a quantidade de Cd absorvida pela planta (tabela 8) verificou-se que não houve diferenças estatísticas significativas entre corretivos dentro de cada dose de Cd aplicada tanto na parte aérea como na raiz. Nas doses mais altas (10 e 20 mg Cd/kg) as plantas extraíram maior quantidade de Cd com exceção dos tratamentos sem corretivo que apresentou a mesma quantidade extraída do que a parte aérea, explicado pela menor produção de matéria seca (figura 3) com maior concentração de Cd.

A quantidade de Cd extraída pela planta indicou que apenas uma pequena quantidade que variou entre 1 e 0,6% do Cd aplicado por vaso foi retirado pela planta. De modo que quase a totalidade do Cd aplicado permaneceu no solo. Entre 22 e 51% do Cd que foi aplicado foi imobilizado no solo e não foi extraído pela solução DTPA no momento da realização das análises, esses valores também não apresentaram diferenças significativas entre si.

Tabela 8- Quantidade extraída de Cd pela parte aérea, raiz e total das plantas de sorgo (*Sorghum bicolor L.*), e quantidade remanescente no solo

Dose de Cd (mg/kg)	Corretivo	Quantidade extraída		Quantidade extraída total	Quantidade remanescente no solo
		Parte aérea	Raiz		
.....mg Cd/vaso.....					
0	Sem Corretivo	<0,005Ca	<0,005Da	<0,005Da	n.d.
	Calcário	<0,005Ca	<0,005Da	<0,005Da	n.d.
	Calcário + gesso	<0,005Ca	<0,005Da	<0,005Da	n.d.
5	Sem Corretivo	0,083Aa	0,055Ca	0,14Ba	14,86Ca
	Calcário	0,069Aa	0,092Ca	0,16Ca	14,84Ca
	Calcário + gesso	0,085Aa	0,065Ca	0,15Ca	14,85Ca
10	Sem Corretivo	0,080Aa	0,080Bb	0,16Ba	29,82Ba
	Calcário	0,077Aa	0,135Ba	0,21Ba	29,79Ba
	Calcário + gesso	0,137Aa	0,137Ba	0,27Ba	29,78Ba
20	Sem Corretivo	0,068Ba	0,264Aa	0,33Aa	59,67Aa
	Calcário	0,069Aa	0,291Aa	0,36Aa	59,64Aa
	Calcário + gesso	0,068Aa	0,278Aa	0,35Aa	59,65Aa

n.d.= não determinado

Médias com letras maiúsculas iguais entre doses não se diferenciam estatisticamente a 5%.

Médias com letras minúsculas iguais entre os corretivos não se diferenciam estatisticamente a 5%

4.3 Fatores de Bioconcentração e Translocação de Cd nas plantas de Sorgo

Os valores do FBC nos tecidos das plantas de sorgo (tabela 8) confirmam o comportamento das mesmas em relação à absorção de Cd, assim o FBC na parte aérea se reduz em média de 2,14 a 0,56 com o aumento das doses de Cd, reportando diferenças estatísticas com o aumento das doses e não foram observadas entre os corretivos aplicados. Essa diminuição sugere que os mecanismos de defesa das plantas permitiram controlar a passagem do Cd desde as raízes até a parte aérea das mesmas. Nas raízes os valores de FBC se mantiveram praticamente constantes com valores entre 2,54 e 2,96 que não se diferenciaram estatisticamente entre os tratamentos aplicados nem com o aumento das doses de Cd, sugerindo uma acumulação maior de Cd nas mesmas. O FT do Cd na planta, que reúne a produção total de matéria seca pelo sorgo, diminuiu com o aumento das doses em média de 0,81 a 0,18, valores que diminuíram com o aumento das doses de Cd, assim como observado nos valores de FCB na parte aérea e raízes, os valores de FT confirmam o fato de que, na medida que aumentaram as doses de Cd, a translocação do Cd foi limitada pela planta.

Os fatores de FBC observados nesse experimento foram superiores a 1, mesmo assim, os teores de Cd nos tecidos das plantas não superaram os 1000 mg Cd/kg, o que impossibilita indicar as plantas de sorgo forrageiro utilizadas no experimento como hiperacumuladoras, de qualquer jeito, a sua capacidade para tolerar e acumular metais pesados pode ser útil na sua utilização como fitoestabilizadoras (YOON et al., 2006). Outras pesquisas com plantas de sorgo em diferentes tipos de solo verificaram fatores de bioconcentração de Cd superiores aos que foram encontrados nesse trabalho, com valores que ascenderam até 13,43 e que também foram mais elevados nas raízes (MELO; SILVA; ALLEONI, 2014).

Huang et al. 2020 encontraram, por meio de uma meta-análise de dados sobre absorção de Cd em diferentes espécies de vegetais, que o FBC e FT são diretamente influenciados pelo pH do solo, que foi o único fator correlacionado de forma negativa com o FBC, indicando que, em muitos casos, concentrações altas de Cd no solo não decorrem numa alta acumulação nos tecidos das plantas, dependendo da espécie vegetal se existe uma absorção e acumulação de Cd ou não. Do mesmo jeito que o estresse provocado pelo Cd, a absorção de nutrientes e estado nutricional da planta pode variar grandemente.

Tabela 9- Valores para o fator de bioconcentração (FBC) para a raiz e parte aérea e fator de translocação (FT) de Cd nas plantas de sorgo (*Sorghum bicolor* L.)

Dose de Cd (mg/kg)	Corretivo	FBC parte aérea	FBC raiz	FT
0	Sem Corretivo	<0,05Da	<0,05Ca	<0,05Da
	Calcário	<0,05Da	<0,05Ba	<0,05Da
	Calcário + gesso	<0,05Da	<0,05Ba	<0,05Da
5	Sem Corretivo	2,15Aa	2,71Aa	0,80Aa
	Calcário	2,02Aa	2,53Aa	0,81Aa
	Calcário + gesso	2,25Aa	2,83Aa	0,81Aa
10	Sem Corretivo	1,27Ba	1,79Bb	0,72Bb
	Calcário	1,18Ba	2,71Aa	0,44Ba
	Calcário + gesso	1,34Ba	3,13Aa	0,43Ba
20	Sem Corretivo	0,58Ca	2,91Aa	0,19Ca
	Calcário	0,54Ca	3,11Aa	0,17Ca
	Calcário + gesso	0,55Ca	2,88Aa	0,19Ca

Médias com letras maiúsculas iguais entre doses não se diferenciam estatisticamente a 5%.

Médias com letras minúsculas iguais entre os corretivos não se diferenciam estatisticamente a 5%

4.4 Correlação entre características do solo e teores de nutrientes nas plantas

Quando se estabeleceram correlações entre as características do solo determinadas (pH, metais pesados disponíveis e Ca e Mg trocáveis) verificou-se, através dos fatores de correlação de Pearson (tabela 10), correlações positivas significativas do pH com o Ca trocável, e de forma negativa com o Zn e Fe disponíveis e Mg trocável. A relação positiva entre o Ca trocável e pH é amplamente conhecida e no presente estudo a elevação do pH nos tratamentos foi causada principalmente pela adição de Ca nos corretivos utilizados para elevação da saturação por bases (HONMA et al., 2015). Isto também explica a correlação negativa do pH com o Mg trocável, por serem elementos antagônicos com o Fe, pela formação de compostos insolúveis (INKHAM et al., 2019).

Essa correlação negativa entre o pH do solo e a disponibilidade dos metais pesados tem sido demonstrada em numerosos estudos, assim como os mecanismos de imobilização associados com a precipitação, sorção e adsorção competitiva. Além da capacidade do CaCO_3 de elevar o pH do solo, o Ca também é antagônico com os metais pesados e previne a sua absorção por adsorção competitiva nos sítios de troca dos colóides do solo e co-precipitação no sistema radicular (WANG et al., 2021; WU et al., 2016).

Nas correlações entre as características do solo e as quantidades de nutrientes nas plantas, verifica-se que na matéria seca da parte aérea das mesmas houve uma alta correlação positiva e altamente significativa entre o Cd disponível no solo e as concentrações de Cd, Zn e Mg na matéria seca da parte aérea da planta, enquanto que o Fe e Mn foram negativos; na matéria seca das raízes também foram encontradas correlações positivas e significativas com as concentrações de Cd, Cu e Mg, já com o Mn essa correlação foi negativa. O Zn disponível apresentou correlação positiva tanto na matéria seca da parte aérea como na raiz com o Mn e Ca. O Fe Disponível apresentou correlação positiva com o Cu, Fe e Mn na MS na parte aérea da planta e negativa com o Ca na matéria seca da parte aérea e raiz. Outras correlações também apresentaram significância estatística a 5% (tabela 10).

Essas correlações positivas entre metais tem sido estudadas recentemente, apontando que diversas enzimas ATPasas de metais pesados (HMA2 e HMA4) além de apresentar afinidade pelo Cd, Zn e Cu também regulam a sua translocação das raízes à parte aérea da planta, como parte dos mecanismos de defesa que são ativados nas plantas no processo de desintoxicação (TAKAHASHI et al., 2012; WONG; COBBETT, 2009; WU et al., 2015).

Tabela 10- Matriz de correlação de Pearson com os fatores de correlação para o pH e teores de nutrientes disponíveis no solo e entre os teores no solo vs. matéria seca da parte aérea e raízes das plantas de sorgo (*Sorghum bicolor L.*)

		Solo							
		pH	Cd	Zn	Fe	Mn	Cu	Ca	Mg
Solo	pH	1,00							
	Cd	-0,13	1,00						
	Zn	-0,41	-0,15	1,00					
	Fe	-0,75	0,08	0,64	1,00				
	Mn	0,10	0,08	0,23	0,22	1,00			
	Cu	-0,28	0,10	0,74	0,53	0,30	1,00		
	Ca	0,78	-0,29	-0,31	-0,68	0,02	-0,28	1,00	
	Mg	-0,43	-0,18	0,34	0,32	-0,25	0,23	-0,33	1,00
Parte aérea	Cd	-0,13	0,72	-0,01	0,16	0,24	0,26	-0,28	-0,08
	Zn	-0,08	0,35	0,10	0,22	0,50	0,14	-0,11	-0,24
	Cu	-0,19	-0,09	0,14	0,30	-0,05	0,07	-0,21	0,02
	Fe	-0,26	-0,44	0,26	0,38	-0,24	-0,03	-0,13	0,21
	Mn	-0,42	-0,50	0,37	0,44	-0,15	0,05	-0,37	0,26
	Ca	0,41	0,08	-0,32	-0,41	0,19	-0,17	0,40	-0,15
	Mg	-0,11	0,51	-0,06	0,04	0,01	0,07	-0,21	-0,13
Raiz	Cd	-0,08	0,98	-0,21	0,04	0,07	0,04	-0,28	-0,23
	Zn	-0,22	-0,10	0,29	0,28	0,11	0,23	-0,22	0,11
	Cu	-0,26	0,29	0,20	0,24	-0,08	0,20	-0,15	0,18
	Fe	-0,23	0,09	0,03	0,28	-0,04	-0,02	-0,15	-0,22
	Mn	-0,18	-0,31	0,31	0,27	-0,13	0,02	-0,09	0,09
	Ca	0,79	-0,005	-0,53	-0,62	0,13	-0,41	0,69	-0,49
	Mg	0,24	0,35	-0,26	-0,28	-0,01	-0,15	0,22	-0,13

Valores em negrito indicam correlação estatística significativa a 5% de probabilidade.

5. CONCLUSÕES

1) Independentemente dos corretivos, o solo reduz a disponibilidade de Cd aplicado pela sua interação com o complexo de troca.

2) O gesso permite a mitigação do Cd disponível pelo aumento da saturação por bases ao substituir o H^+ e o Al^{3+} trocáveis pelo Ca^{2+} .

3) O pH do solo foi o fator que teve a maior influência na disponibilidade do Cd, assim como a elevação da saturação por bases com o uso de calcário como corretivo em diferentes proporções permitiu uma maior mitigação do Cd disponível do que o gesso..

4) A produção de matéria seca nos tecidos das plantas, os níveis de Cd, o FBC e FT demonstraram, além dos efeitos deletérios deste metal nas plantas, a utilização de plantas de *Sorghum bicolor L.* como fitoestabilizadoras e a sua capacidade para se desenvolver em solos altamente contaminados.

5) Embora o pH do solo seja o fator mais determinante na disponibilidade dos metais no solo, as interações entre eles e outros cátions básicos têm um papel importante na definição da disponibilidade e comportamento do Cd e sua interação contribuiu com a acumulação e translocação nos tecidos das plantas

REFERÊNCIAS

- AHUMADA, I. *et al.* Effect of biosolid application to Mollisol Chilean soils on the bioavailability of heavy metals (Cu, Cr, Ni, and Zn) as assessed by bioassays with sunflower (*Helianthus annuus*) and DGT measurements. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 5, p. 886–896, 2014.
- AL-JABARI, M. *et al.* Adsorption of organic pollutants from dairy wastewater on soil: Pollution problem and control. **International Journal of Global Environmental Issues**, v. 16, n. 1–3, p. 149–161, 2017.
- AMACHER, M. C. *et al.* Retention and release of metals by soils - Evaluation of several models. **Geoderma**, v. 38, n. 1–4, p. 131–154, set. 1986.
- ANDERSON, P. R.; CHRISTENSEN, T. H. Distribution coefficients of Cd, Co, Ni, and Zn in soils. **Journal of Soil Science**, v. 39, n. 1, p. 15–22, mar. 1988.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water Quality for Agriculture**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1985.
- BAKER, L. R.; WHITE, P. M.; PIERZYNSKI, G. M. Changes in microbial properties after manure, lime, and bentonite application to a heavy metal-contaminated mine waste. **Applied Soil Ecology**, v. 48, n. 1, p. 1–10, 2011.
- BARRAZA, F. *et al.* Cadmium bioaccumulation and gastric bioaccessibility in cacao: A field study in areas impacted by oil activities in Ecuador. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 950–963, 2017.
- BENNETT, J. M. *et al.* Influence of lime and gypsum on long-term rehabilitation of a Red Sodosol, in a semi-arid environment of New South Wales. **Soil Research**, v. 52, n. 2, p. 120, 2014.
- BOLAN, N. S. *et al.* Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition. **Plant and Soil**, v. 251, n. 2, p. 187–198, 2003.
- CHANG, Y. SEN *et al.* Nitrogen fertilization promotes the phytoremediation of cadmium in *Pentas lanceolata*. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 85, p. 709–714, 1 nov. 2013.
- CONAMA. Resolução nº 420, de 28/12/2009. In: AMBIENTE, C. N. DO M. (Ed.). **Resoluções do CONAMA: resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012. p. 899–915.
- CRUSCIOL, C. A. C. *et al.* Soil fertility, plant nutrition, and grain yield of upland rice affected by surface application of lime, silicate, and phosphogypsum in a tropical no-till system. **CATENA**, v. 137, p. 87–99, 1 fev. 2016.
- DA SILVA, R. I.; MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, FERREIRA, R.;

ÁLVAREZ, V. H.; BARROS, N. F. DE (Eds.). . **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275–375.

DHIR, B.; SRIVASTAVA, S. Disposal of metal treated salvinia biomass in soil and its effect on growth and photosynthetic efficiency of wheat. **International Journal of Phytoremediation**, v. 14, n. 1, p. 24–34, jan. 2012.

EFSA. Statement on tolerable weekly intake for cadmium. **EFSA Journal**, v. 9, n. 2, p. 5, fev. 2011.

EMBRAPA. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. **Embrapa Informação Tecnológica**, p. 370, 2009.

FAO; ITPS. **Status of the World's Soil Resources**. Roma, Italia: FAO, 2015.

FERNANDES, V. L. B. *et al.* **Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado do Ceará**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1993.

FINGER-TEIXEIRA, A. *et al.* Cadmium-induced lignification restricts soybean root growth. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 8, p. 1959–1964, nov. 2010.

FONSECA, I. M. *et al.* Crescimento e nutrição do sorgo (cv. BRS304) em solução nutritiva. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 8, n. 2, p. 113–124, 2008.

GIBB, H. J. *et al.* Estimates of the 2015 global and regional disease burden from four foodborne metals – arsenic, cadmium, lead and methylmercury. **Environmental Research**, v. 174, n. November 2018, p. 188–194, jul. 2019.

GRATÃO, P. L. *et al.* Differential ultrastructural changes in tomato hormonal mutants exposed to cadmium. **Environmental and Experimental Botany**, v. 67, n. 2, p. 387–394, dez. 2009.

GUO, G.; ZHOU, Q.; MA, L. Q. Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: A review. **Environmental Monitoring and Assessment**, maio 2006. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-006-7668-4>. Acesso em: 26 nov. 2019

HAMID, Y. *et al.* An explanation of soil amendments to reduce cadmium phytoavailability and transfer to food chain. **Science of The Total Environment**, v. 660, p. 80–96, abr. 2019.

HASSAN, W. *et al.* Cadmium toxicity and soil biological index under potato (*Solanum tuberosum* L.) cultivation. **Soil Research**, v. 54, n. 4, p. 460–468, 2016.

HAYAT, M. T. *et al.* Environmental Hazards of Cadmium: Past, Present, and Future. In: **Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 163–183.

HÉDIJI, H. *et al.* Impact of long-term cadmium exposure on mineral content of *Solanum lycopersicum* plants: Consequences on fruit production. **South African Journal of Botany**, v. 97, p. 176–181, 1 mar. 2015.

- HONMA, T. *et al.* Relationship between Cadmium Fractions Obtained by Sequential Extraction of Soil and the Soil Properties in Contaminated and Uncontaminated Paddy Soils. **Journal of Chemistry**, v. 2015, p. 1–9, 2015.
- HUANG, L. *et al.* Cadmium uptake from soil and transport by leafy vegetables: A meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 264, p. 114677, set. 2020.
- HUANG, S. HONG *et al.* Chromium accumulation, microorganism population and enzyme activities in soils around chromium-containing slag heap of steel alloy factory. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)**, v. 19, n. 1, p. 241–248, fev. 2009.
- HUSSAIN, A. *et al.* Morphological and Physiological Responses of Plants to Cadmium Toxicity. In: **Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 47–72.
- IHNAT, M.; FERNANDES, L. Trace elemental characterization of composted poultry manure. **Bioresource Technology**, v. 57, n. 2, p. 143–156, ago. 1996.
- INKHAM, R. *et al.* Low-cost alkaline substances for the chemical stabilization of cadmium-contaminated soils. **Journal of Environmental Management**, v. 250, n. March, p. 109395, nov. 2019.
- ISO. **ISO 11074:2015 Soil quality — Vocabulary**. International Organization for Standardization, , 2015.
- JAN, A. *et al.* Heavy Metals and Human Health: Mechanistic Insight into Toxicity and Counter Defense System of Antioxidants. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 16, n. 12, p. 29592–29630, 10 dez. 2015.
- JÄRUP, L.; ÅKESSON, A. Current status of cadmium as an environmental health problem. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 238, n. 3, p. 201–208, 1 ago. 2009.
- JIA, W. *et al.* Morphophysiological characteristic analysis demonstrated the potential of sweet sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) in the phytoremediation of cadmium-contaminated soils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 18, p. 18823–18831, 18 set. 2016.
- JINADASA, N. *et al.* Reactions to cadmium stress in a cadmium-tolerant variety of cabbage (*Brassica oleracea* L.): is cadmium tolerance necessarily desirable in food crops? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 6, p. 5296–5306, 13 mar. 2016.
- JONES, C. A.; JACOBSEN, J.; LORBEER, S. Metal concentrations in three Montana soils following 20 years of fertilization and cropping. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 33, n. 9–10, p. 1401–1414, 30 maio 2002.
- KAVAMURA, V. N.; ESPOSITO, E. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals. **Biotechnology Advances**, v. 28, n. 1, p. 61–69, jan. 2010.
- KAWADA, T. Cadmium intake and chronic kidney disease. **Clinical Nutrition**, v. 37, n. 5, p.

1779, 2018.

LESZCZYŃSKA, D.; KWIATKOWSKA-MALINA, J. Effect of organic matter from various sources on yield and quality of plant on soils contaminated with heavy metals. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v. 18, n. 4, p. 501–507, 2011.

LI, Z. et al. Reversibility of cadmium sorption to calcite revisited. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 368, n. 1, p. 434–442, fev. 2012.

LIU, H. Relationship between organic matter humification and bioavailability of sludge-borne copper and cadmium during long-term sludge amendment to soil. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 8–14, out. 2016.

LIU, K. et al. Major factors influencing cadmium uptake from the soil into wheat plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 207–213, mar. 2015.

LYNCH, J.; MARSCHNER, P.; RENGEL, Z. Effect of Internal and External Factors on Root Growth and Development. In: **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. [s.l.] Elsevier, 2012. p. 331–346.

MAHMOOD, Q. *et al.* Cadmium Contamination in Water and Soil. In: **Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants**. [s.l.] Elsevier, 2019. p. 141–161.

MAKSIMOVIĆ, I. *et al.* Steady presence of cadmium and nickel affects root anatomy, accumulation and distribution of essential ions in maize seedlings. **Biologia plantarum**, v. 51, n. 3, p. 589–592, set. 2007.

MELO, L. C. A.; SILVA, E. B. DA; ALLEONI, L. R. F. Transfer of cadmium and barium from soil to crops grown in tropical soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1939–1949, dez. 2014.

MOJIRI, A. *et al.* Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 124–130, jan. 2016.

MONNI, S.; SALEMAA, M.; MILLAR, N. The tolerance of *Empetrum nigrum* to copper and nickel. **Environmental Pollution**, v. 109, n. 2, p. 221–229, 2000.

MORTENSEN, L. H.; RØNN, R.; VESTERGÅRD, M. Bioaccumulation of cadmium in soil organisms – With focus on wood ash application. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 156, n. August 2017, p. 452–462, jul. 2018.

NORDBERG, G. F.; NOGAWA, K.; NORDBERG, M. Cadmium. In: **Handbook on the Toxicology of Metals**. [s.l.] Elsevier, 2015. v. 1p. 667–716.

PANDIAN, S. *et al.* Physiological and biochemical changes in sorghum under combined heavy metal stress: An adaptive defence against oxidative stress. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 29, p. 101830, out. 2020.

- PAULETTI, V. *et al.* Efeitos em longo prazo da aplicação de gesso e calcário no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 495–505, abr. 2014.
- PENG, Q. *et al.* Cadmium and Alzheimer's disease mortality in U.S. adults: Updated evidence with a urinary biomarker and extended follow-up time. **Environmental Research**, v. 157, n. March, p. 44–51, ago. 2017.
- PIRI, M. *et al.* Contaminated soil amendment by diatomite: chemical fractions of zinc, lead, copper and cadmium. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 18, n. 5, p. 1191–1200, 5 maio 2021.
- PORTER, S. K. *et al.* Toxic Metals in the Environment: Thermodynamic Considerations for Possible Immobilization Strategies for Pb, Cd, As, and Hg. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 6, p. 495–604, nov. 2004.
- RAMTAHAL, G. *et al.* The effectiveness of soil amendments, biochar and lime, in mitigating cadmium bioaccumulation in *Theobroma cacao* L. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133563, 2019.
- RODRIGUEZ-EUGENIO, N.; MCLAUGHLIN, M.; PENNOCK, D. **La contaminación del suelo: una realidad oculta**. Roma: FAO, 2019.
- SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Solos, 2013.
- SARMA, H. Metal Hyperaccumulation in Plants: A Review Focusing on Phytoremediation Technology. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 4, n. 2, p. 118–138, 15 fev. 2011.
- SBCS. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004.
- SETH, C. S. *et al.* Genotoxicity of cadmium on root meristem cells of *Allium cepa*: cytogenetic and Comet assay approach. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, n. 3, p. 711–716, nov. 2008.
- SILVA, A. *et al.* Bioacumulação e Translocação de Chumbo em Erva-Mate. **XII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, n. 1, p. 2–5, 2017.
- SOUDEK, P. *et al.* Accumulation of heavy metals using *Sorghum* sp. **Chemosphere**, v. 104, p. 15–24, jun. 2014.
- SPARKS, D. L. **Environmental Soil Chemistry**. [s.l.] Elsevier, 2003.
- STAŇOVÁ, A. *et al.* Root system morphology and primary root anatomy in natural non-metallicolous and metallicolous populations of three *Arabidopsis* species differing in heavy metal tolerance. **Biologia**, v. 67, n. 3, p. 505–516, 18 jun. 2012.

SUMMERSGILL, M. Remediation technology costs in the UK & Europe; drivers and changes from 2001 to 2005. **5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics - Proceedings of the ISSMGE 5th Int. Congress. Anais...2006**

TAKAHASHI, R. *et al.* The role of heavy-metal ATPases, HMAs, in zinc and cadmium transport in rice. **Plant Signaling & Behavior**, v. 7, n. 12, p. 1605–1607, 28 dez. 2012.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, A. F.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de metodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.

VIEIRA FONTOURA, S. M. *et al.* Effect of gypsum rates and lime with different reactivity on soil acidity and crop grain yields in a subtropical Oxisol under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 193, p. 27–41, 1 out. 2019.

WANG, A. *et al.* Effects of cadmium stress on the microbial biodiversity in purple soil and alluvial soil potted with a poplar (*Populus deltoides* × *Populus nigra*). **Huanjing Kexue/Environmental Science**, v. 32, n. 7, p. 2138–2143, 2011.

WANG, G. *et al.* In-situ immobilization of cadmium-polluted upland soil: A ten-year field study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 207, p. 111275, jan. 2021.

WEI, S. *et al.* Tolerant mechanisms of *Rorippa globosa* (Turcz.) Thell. hyperaccumulating Cd explored from root morphology. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 455–459, 2012.

WONG, C. K. E.; COBBETT, C. S. HMA P-type ATPases are the major mechanism for root-to-shoot Cd translocation in *Arabidopsis thaliana*. **New Phytologist**, v. 181, n. 1, p. 71–78, 3 jan. 2009.

WU, Y.-J. *et al.* A three-year in-situ study on the persistence of a combined amendment (limestone+sepiolite) for remedying paddy soil polluted with heavy metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 130, p. 163–170, ago. 2016.

WU, Z. *et al.* Xylem transport and gene expression play decisive roles in cadmium accumulation in shoots of two oilseed rape cultivars (*Brassica napus*). **Chemosphere**, v. 119, p. 1217–1223, jan. 2015.

XIN, J. *et al.* Characterization of cadmium uptake, translocation, and distribution in young seedlings of two hot pepper cultivars that differ in fruit cadmium concentration. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 12, p. 7449–7456, 2014.

YOON, J. *et al.* Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. **Science of The Total Environment**, v. 368, n. 2–3, p. 456–464, set. 2006.

ZANG, Y. *et al.* Global burden of late-stage chronic kidney disease resulting from dietary exposure to cadmium, 2015. **Environmental Research**, v. 169, n. August 2018, p. 72–78, fev. 2019.

ZHANG, F. *et al.* Effects of arbuscular mycorrhizal fungi, biochar and cadmium on the yield and element uptake of *Medicago sativa*. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1150–1158, 2019.

ZHAO, X.; JIANG, T.; DU, B. Effect of organic matter and calcium carbonate on behaviors of cadmium adsorption–desorption on/from purple paddy soils. **Chemosphere**, v. 99, p. 41–48, mar. 2014.

ZOCA, S. M.; PENN, C. An Important Tool With No Instruction Manual. In: **Advances in Agronomy**. [s.l.] Academic Press Inc., 2017. v. 144p. 1–44.

ZORPAS, A. Heavy metal uptake by natural zeolite and metals partitioning in sewage sludge compost. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 2, p. 113–119, abr. 2000.