

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

METAIS PESADOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS E CERRADO NATIVO NO OESTE
DA BAHIA

DOUGLAS DA SILVA SANTOS

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS – BRASIL
2019

DOUGLAS DA SILVA SANTOS

METAIS PESADOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS E CERRADO NATIVO NO OESTE
DA BAHIA

Tese apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia – Doutorado, área de concentração em Fitotecnia, para obtenção do título de “Doutor”.

Orientador

Prof. Dr. Beno Wendling

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS – BRASIL
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S237m Santos, Douglas da Silva, 1980
2019 Metais pesados em áreas agrícolas e Cerrado nativo no Oeste da Bahia [recurso eletrônico] / Douglas da Silva Santos. - 2019.

Orientador: Beno Wendling.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.te.2019.1248>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Agronomia. 2. Cerrados. 3. Solos - Teor de metal pesado. 4. Solos - Poluição. I. Wendling, Beno, 1972, (Orient.) II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

CDU: 631

DOUGLAS DA SILVA SANTOS

METAIS PESADOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS E CERRADO NATIVO NO OESTE
DA BAHIA

Tese apresentada à Universidade Federal de Uberlândia,
como parte das exigências do Programa de Pós-graduação
em Agronomia – Doutorado, área de concentração em
Fitotecnia, para obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA em 26 de Fevereiro de 2019

Profa. Dra. Sueli Moura Bertolino	UFU
Prof. Dr. José Luíz Rodrigues Torres	IFTM
Profa. Dra. Dalcimar Regina Batista Wangen	IF GOIANO
Prof. Dr. Francisco Assis de Oliveira	FASB

Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Beno Wendling
Prof. Dr. Beno Wendling
ICIAG-UFU
(Orientador)

UBERLÂNDIA
MINAS GERAIS – BRASIL
2019

Aos meus pais, Maria de Lourdes e Joaquim Ribeiro, sonhadores.

Aos meus irmãos e aos meus sobrinhos Otávio, Sofia, Helena, Theo e Clarinha, que nem sempre me deixaram escrever, mas sempre me fizeram rir bastante,

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por me incentivarem a continuar estudando, mesmo que parecesse impossível;

Ao professor Beno Wendling pela oportunidade, por me apoiar nas decisões, pelos conselhos e pela confiança para realizar as atividades de pesquisa;

Aos professores Gilberto Corrêa, Elias Nascente Borges, Hamilton Seron e Sueli Bertolino, pelo apoio na condução das análises, orientações, incentivos e oportunidades;

Ao professor Adão Ferreira, pela confiança e indicação para o intercâmbio;

Ao professor Marcelo Henrique e Vinicius Nunes Alves, por dividir seu trabalho comigo e permitir acrescentar novas informações às minhas pesquisas;

Aos estudantes de graduação Ana Julia (*in memoriam*) Getúlio, Felipe Rocha e Ana Beatriz;

As amigas Ingrid Bicalho e Suelen Martins por todos os conselhos, conversas e risos;

Ao Jorge da Silva Junior, pela troca de experiência, pelos trabalhos realizados e por compartilhar as amostras de solo para condução deste trabalho;

À Associação de Agricultores e Irrigantes da Bahia (AIBA); ao Fundo para o Desenvolvimento do Agronegócio do Algodão, (FUNDEAGRO) a Associação Baiana dos Produtores de Algodão (ABAPA) e ao Professor Francisco Assis pela oportunidade de realizar este trabalho;

A todos os técnicos dos laboratórios do Instituto de Ciências Agrárias (ICIAG); a Maria Auxiliadora e Marcelo Alves;

A todas as pessoas que me receberam na University of Prešov, Veronika Tóthová, Radaslov Smolak, Lenka Demková, Michal Rendoš e em especial à Lenka Bobulska, pois serei eternamente grato pela incrível oportunidade;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível superior (CAPES) pela concessão de bolsas de estudo;

Muito Obrigado!

EPIGÁGRE

“A previsão que posso fazer com a mais alta confiança é que as descobertas mais surpreendentes serão aquelas que hoje não somos suficientemente sábios para prever.”

Carl Sagan

SUMÁRIO

Página

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Fontes poluidoras de metais pesado no solo	3
2.1.1 Fertilizantes químicos	4
2.1.2 Biossólidos e fertilizantes orgânicos	5
2.1.3 Agrotóxicos	6
2.1.4 Águas de reuso	7
2.1.5 Atividades de mineração e metalurgia	7
2.1.6 Transporte de partículas poluidoras pelo ar	9
2.2 Toxidez de metais pesados	9
2.2.1 Bário (Ba)	10
2.2.2 Cadmio (Cd)	11
2.2.3 Cobalto (Co)	12
2.2.4 Cobre (Cu)	13
2.2.5 Cromo (Cr)	13
2.2.6 Níquel (Ni)	16
2.2.7 Zinco (Zn)	17
2.2.8 Manganês (Mn)	18
2.2.9 Alumínio (Al)	19
2.2.10 Ferro (Fe)	20
2.3. Técnicas para remediação de solos por metais pesados	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 Localizações da Área de Estudo.	23
3.2 Coletas de amostras e processamento.	24
3.3 Determinações de metais pesados	28
3.4 Análises Estatísticas.	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
4.1 Amostra de referência certificada	30
4.2 Análises químicas, físicas e correlação simples de Pearson	30
4.3 Teores de metais pesados por área de estudo	35
4.3.1 Ba	35
4.3.2 Cd	35
4.3.3 Co	37
4.3.4 Cr	37
4.3.5 Cu	38
4.3.6 Ni	38
4.3.7 Zn	39
4.3.8 Mn, Al e Fe	39
4.4. Padrão de associação das áreas aos grupos de metais pesados	40
4.5 Teores de metais pesados em função do sistema de preparo do solo	43
4.6 Teores de metais pesado no perfil do solo	48
4.7 Teores naturais de metais pesados no Cerrado nativo	53
CONCLUSÕES	64
CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
REFERÊNCIAS	66
ANEXO	83
APÊNDICES	84

RESUMO

SANTOS, D.S. **Metais pesados em áreas agrícolas e Cerrado nativo no Oeste da Bahia**. 2019.102 f. Tese. (Doutorado em fitotecnia). Programa de Pós Graduação da Universidade Federal de Uberlândia¹

Metais pesados em áreas agrícolas e Cerrado nativo no Oeste da Bahia

Toda e qualquer atividade tem potencial para adicionar ao meio ambiente metais pesados com potencial de causar contaminação do solo, água e ar, de forma danosa e muitas vezes irreversível. O processo de produção de alimentos exige o uso de insumos para o controle de pragas e doenças e outros capazes de alterar química e fisicamente as propriedades do solo, para garantir altas produtividades. No entanto, o uso intensivo e continuado de tais insumos pode adicionar ao solo metais pesados. Deve-se garantir que atividades como o processo de produzir alimentos seja seguro, e não ofereça risco a saúde de pessoas, animais e garanta a preservação do meio ambiente. Para que isso aconteça, além da utilização de insumos livres de elementos tóxicos, avaliações dos teores do solo devem ser realizadas a fim de verificar potenciais riscos. Portanto, o objetivo deste trabalho é avaliar o risco de contaminação por metais pesados no oeste da Bahia, determinando os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe em áreas agrícolas e no Cerrado nativo. Para tanto, foram selecionadas 10 áreas no Oeste da Bahia: A1= Anel da Soja, A2 = Placas; A3= Bela Vista; A4=Novo Paraná; A5 = Panambi, A6= Coaceral; A7 = Alto Horizonte; A8 = Roda Velha; A9 =Roda velha de baixo e A10 = Cascudeiro. Em cada área, foram selecionadas 8 propriedades. Foram coletadas amostras de solo em cada propriedade em duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm) nos seguintes sistemas de preparo de solo: plantio convencional (PC); plantio direto (PD) e Cerrado nativo (CN). Utilizou-se água régia para extração dos metais, e os extratos foram dosados em ICP-Plasma. Foram realizados procedimentos estatísticos univariados e multivariados. Para os procedimentos univariados foram utilizados a estatística descritiva, análise de variância teste Tukey, e o teste de t de Student, As correlações entre as variáveis foram determinadas pelo cálculo do coeficiente de correlação de Pearson. Para os procedimentos multivariados as análises das componentes principais (PCA). Os resultados mostraram que as áreas A5 (Panambi) e A6 (Coaceral) apresentaram maiores teores de metais pesados em relação às demais áreas deste estudo. Os valores de metais pesados encontrados na região Oeste da Bahia são inferiores a valores de referência de qualidade de outros estados. Os sistemas de preparo de solo PC e PD apresentaram teores mais elevados que as áreas de CN. A ordem crescente de metais pesados encontrados no CN foi: Cd > Co > Ni > Ba > Zn > Cr > Mn > Fe > Al.

Palavras-chave: poluição do solo, Cerrado baiano, agricultura, elementos tóxicos, CONAMA 420/2009

¹Orientador: Beno Wendling- (Universidade Federal de Uberlândia)

ABSTRACT

SANTOS, D.S. **Heavy metals content evaluation in western Bahia**. 2019. 124 p. Thesis (Doctorate in Agronomy) - Federal University of Uberlândia.²

Heavy metals in agricultural areas and native Cerrado in western Bahia

All and any activity has the potential to add to the environment heavy metals with the potential to cause contamination of soil, water and air damaging and often irreversible. The process of food production requires the use of inputs for the control pests and diseases and others capable of altering the chemically and physically properties of the soil to ensure high yields. However, the intensive and continued use to such inputs can add heavy metals to the soil. To ensure that activities such as the process of producing food is safe, and minimize any risk to the health of people, animals and the preservation of the environment. For that to happen, in addition to the use of inputs free of toxic elements assessments of the levels of soil must be carried out in order to verify potential risks. Therefore, the aim of this work is to evaluate the risk of contamination by heavy metals in western Bahia, determining the levels of Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al and Fe in agricultural areas and in the native Cerrado. For this purpose, 10 areas were selected in the West of Bahia: A1= Anel da Soja, A2 = Placas; A3= Bela Vista; A4 Novo Paraná; A5 = Panambi, A6= Coaceral; A7 = Alto Horizonte; A8 = Roda Velha; A9 =Roda velha de baixo e A10 = Cascudeiro. In each area, 8 properties were selected. Soil samples were collected in each soil at two depths (0-10 cm and 10-20 cm) in the following soil preparation systems: conventional tillage system (CT); no tillage (NT) and native Cerrado (NC). Aqua regia was used for extraction of the metals, and the extracts were dosed in ICP-Plasma. For the univariate procedures, we used descriptive statistics, Tukey test variance analysis, and the Student t test. The correlations between the variables were determined by calculating Pearson correlation coefficient. For the multivariate procedures, the principal component analyzes (PCA) were used. The results showed that the areas A5 (Panambi) and A6 (Coaceral) presented higher levels of heavy metals in relation to the others areas. The values of heavy metals found in the western region of Bahia are lower than the reference values of quality of other states. The soil preparation systems CT and NT presented higher levels than the NC areas. The increasing order of heavy metals found in the CN was: Cd> Co> Ni> Ba> Zn> Cr> Mn > Fe> Al.

Keyword: soil pollution, Cerrado baiano, agriculture, toxic elements, CONAMA 420/2009

²Supervisor: Beno Wendling- Federal University of Uberlandia

1. INTRODUÇÃO

A poluição do solo por metais pesados é uma realidade crescente, ocasionada principalmente por ações antropogênicas que são favorecidas pela ausência de normas reguladoras de atividades potencialmente poluentes ou pelo simples desconhecimento dos efeitos danosos, muitas vezes irreversíveis, desses elementos para todo o ecossistema.

Os metais pesados são elementos químicos, inorgânicos, com densidade igual ou maior que 6 g cm^{-3} e são assim chamados em razão dos impactos negativos que causam na saúde humana e no meio ambiente (DUFFUS, 2002; HODSON, 2004). Este termo nem sempre é um consenso entre os pesquisadores, porém a força carregada pelo nome cria um alerta para perigo (HODSON, 2004).

Dentre os metais pesados estão o micronutrientes essenciais para plantas e animais, como o Cu, Fe, Mn, Ni e Zn (KABATA-PENDIAS, 2011). Porém a quantidade e condições físico-químicas do ambiente podem promover esses elementos da condição de micronutrientes para a de elementos tóxicos, agindo como agentes contaminantes do solo, água e ar (LARCHER, 2004).

Os metais pesados estão presentes naturalmente nos solos, mas os teores desses elementos podem ser facilmente elevados por atividades antrópicas. A elevação dos teores ocorre desde deposição atmosférica de partículas de aerossóis, pingos de chuva contendo metais pesados ou formas gasosas de elementos, aplicações diretas de fertilizantes agrícolas, agrotóxicos e vários materiais orgânicos, incluindo lodo de esgoto, esterco de gado, resíduos alimentares, compostos, cinzas, resíduos de minas e entulho de demolição, os quais podem ser contaminantes em solos (ALLOWAY, 2013).

As atividades agrícolas no Brasil e no mundo apresentam alto potencial poluidor por metais pesados, pois os insumos agrícolas de uso continuado e em grandes quantidades são capazes de aumentar os teores de elementos químicos a níveis potencialmente tóxicos. Por exemplo, o uso de fertilizantes minerais (MORTVEDT, 1996; MEHMOOD et al., 2009), agrotóxicos (DEFARGE et al., 2018), lodo de esgoto e águas de reuso (ALVARES, et al., 2002) podem aumentar os níveis de metais pesados no solo.

Para evitar contaminações de metais pesados pelo uso de insumos agrícolas, a legislação brasileira e o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) determinaram por força de lei que cada estado da federação brasileira produza os valores limitantes de elementos potencialmente tóxicos nos insumos (BRASIL, 1980, 2004; MAPA, 2013, 2016, 2018).

Apenas a determinação de valores máximos permitidos de metais pesados nos insumos é insuficiente para evitar a contaminação do solo. Desde 2009 o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através de uma resolução, estabeleceu diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por metais pesados em decorrência de atividades antrópicas.

Segundo o CONAMA (2009), os valores de referência da qualidade (VRQs) do solo para substâncias químicas naturalmente presentes deverão ser estabelecidos para cada estado, pelo órgão ambiental competente. Porém, desde a publicação da resolução, poucos estados apresentaram os VRQs. A Bahia está entre os estados que não produziram os VRQs para metais.

A ausência de VRQs é limitante para identificação de áreas poluídas, pois estes valores devem ser produzidos considerando-se os teores naturais de metais pesados de forma regionalizada e localizada. O estado da Bahia é um dos principais produtores de soja, milho e algodão do país, tendo sua região oeste responsável por esse grande desempenho (AIBA, 2019; CONAB, 2018). Nessa região, são raras as informações que relacionam estudo de poluição do solo por metais pesados.

Portanto, o objetivo deste trabalho é avaliar o risco de contaminação por metais pesados no oeste da Bahia, em áreas agrícolas e Cerrado nativo, determinando-se os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe em áreas agrícolas e no Cerrado nativo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Fontes poluidoras de metais pesado no solo

Os metais pesados ocorrem naturalmente no solo devido a processos geogênicos, pela ação do intemperismo no material de origem, apresentando níveis baixos (<1000 mg kg⁻¹) e raramente são tóxicos (PIERZYNSKI et al., 2000; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

O ciclo geoquímico dos metais pesados no solo ocorre de maneira lenta, porém, devido à perturbação e aceleração desse processo promovido pela atividade humana, a maioria dos solos de ambientes rurais e urbanos são capazes de acumular um ou mais metais pesados acima dos valores predefinidos, considerados elevados, podendo causar riscos à saúde humana, plantas, animais ecossistemas e outros meios (D'AMORE et al., 2005).

Segundo Peng et al. (2018) existe um consenso que a contaminação de sedimentos com metais pesados, é um transtorno que impacta de forma generalizada todo o ecossistema, podendo trazer problemas de ordem econômica, social e principalmente ambiental.

Para D'amore et al. (2005) os metais pesados se tornam contaminantes no solo porque à adição desses por processos artificiais são mais rápidas que os naturais; são transferidos de fontes naturais para locais aleatórios onde pode ocorrer uma maior exposição direta; a concentração de metais pesados em produtos descartados no ambiente é relativamente alta, quando se compara ao ambiente receptor; as espécies químicas dos metais pesados podem torná-lo mais biodisponível no ambiente receptor.

Alloaw (1995), Lombi e Gerzabek, (1998) apresentaram uma fórmula simplificada para a compreensão do comportamento dos metais pesados no solo.

$$M_{total} = M_p + M_a + M_f + M_{ag} + M_{ow} + M_{ip} - (M_{cr} + M_l)$$

Onde “M” representa o metal pesado, “p” como o material parental ou de origem, “a” é a deposição atmosférica, “f” são as fontes de fertilizantes, “ag” são as fontes agroquímicas, “ow” são as fontes de resíduos orgânicos, “ip” são outros poluentes inorgânicos, “cr” é a remoção de culturas e “l” são as perdas por lixiviação, volatilização e assim por diante (ALLOW, 1995; LOMBI; GERZABEK, 1998).

Estima-se que a emissão de metais pesados promovida pelas atividades antropogênicas são três vezes maiores que os fluxos naturais (SPOSITO; PAGE, 1984). Os metais pesados de origem antropogênica tendem a ser mais móveis, assim se tornam mais biodisponíveis do que aqueles oriundos de processos pedogênicos, ou litogênicos (KUO; HEILMAN; BAKER, 1983).

A presença de metais pesados em áreas contaminadas podem se originar de diferentes fontes antropogênicas, desde rejeito de extração de minérios, descarte de resíduos de metal em aterros mal protegidos, gasolina com chumbo e tintas à base de chumbo, aplicação de fertilizantes, adubo animal, biossólidos (lodo de esgoto), agrotóxicos, resíduos de combustão de carvão, produtos petroquímicos e da deposição atmosférica (KHAN et al., 2008; ZHANG, WANG, 2010).

2.1.1 Fertilizantes químicos

Para seu completo desenvolvimento, as plantas precisam absolver elementos essenciais (carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), enxofre (S), Cloro (Cl), manganês (Mn), boro (B), cobre (Cu), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e zinco (Zn)) e em algumas espécies de plantas se beneficiam da absorção de sódio (Na), (Co), selênio (Se) e silício (Si) (DECHEN; NACHTIGALL, 2007). Alguns solos são deficientes nesses elementos (LASAT, 1999) podendo ser fornecidos via fertilizante aplicado no solo ou via foliar. Alguns fertilizantes podem apresentar em sua composição a presença de metais pesados como contaminantes (GONÇALVES et al., 2014).

Uma grande quantidade de produtos químicos é aplicada anualmente nos solos agrícolas como fertilizantes e agrotóxicos, com a finalidade de fornecimento de nutrientes e controle de pragas e doenças (ATAFAR, 2010). Essas aplicações podem resultar em acúmulo de metais pesados no solo.

Tais atividades se tornam importante fonte de contaminação do solo agrícola (MARTIN et al., 2006). O uso prolongado de fertilizantes químicos e adubos orgânicos em áreas de plantio sem cobertura e cultivos em casa de vegetação também contribuem para o aumento da concentração de metais pesados (HUNG; JIN, 2008).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1999) elaborou um relatório indicando os principais contaminantes metálicos encontrados em

fertilizantes agrícolas. São eles: cádmio (Cd), cromo (Cr), Co, Cu, chumbo (Pb), Mo, Ni, Zn, arsênico (As), mercúrio (Hg), selênio (Se), vanádio (V) e rádio 266 (Ra).

Fertilizantes fosfatados apresentam contaminação por metais pesados, porque estes são constituintes naturais das rochas fosfáticas (MORTVEDT, 1996). Os fertilizantes fosfatados são geralmente as principais fontes de metais pesados entre todos os fertilizantes inorgânicos, principalmente devido a concentração por Cd (BIGALKE et al., 2017).

Rochas fosfáticas são fonte de poluição por metais pesados para o ar, solo, água e cadeia alimentar, portanto, requer em remoção de metais pesados das mesmas antes de seu uso (MEHMOOD et al., 2008).

Freitas et al. (2009) observaram maiores teores de Pb na parte aérea do milho após o fornecimento de fosfato de Gafsa. Este fertilizante também foi responsável pelos maiores teores de Cd nas plantas, no segundo cultivo.

A presença de metais pesados requer o monitoramento do uso de corretivos e fertilizantes, porém, deve-se levar em consideração que: calcário e fertilizantes (industriais e orgânicos) são essenciais para manter ou aumentar a produção de alimentos; as quantidades de metais pesados que chegam ao solo com uma única aplicação de ambos são muito pequenas e, portanto, as mudanças nos níveis naturais resultantes de sua aplicação são observáveis somente após anos de uso (JIAO et al., 2012; MINARI et al., 2017).

2.1.2 Biossólidos e fertilizantes orgânicos

A utilização de biossólidos (esterco de gado, compostos e lodo de esgoto municipal) em solos agrícolas tem como principal benefício à incorporação de nutrientes (N, P, Zn, Cu, Fe, Mn e Mo) (BETIOL; De CAMARGO, 2000; BASTA et al., 2005). O lodo de esgoto é capaz de fornecer nutrientes para as culturas. Porém é preciso considerar o risco de toxicidade às plantas e, em certas situações, aos animais e ao homem, atentando também para não se poluir o ambiente (CETESB, 1999).

A aplicação de biossólidos diretamente no solo pode levar ao acúmulo de metais pesados como: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Mo, Zn, Ti e Sb (BASTA et al., 2005). Certos resíduos de animais, como aves, bovinos e suínos produzidos na agricultura são

comumente aplicados às culturas e pastagens, como sólidos ou dejetos líquidos (SUMMER et al., 2000).

Os animais da indústria de aves e suínos tem na sua alimentação, o fornecimento de Cu e Zn como promotores de crescimento, bem como produtos direcionados à saúde os quais, apresentam potencial poluidor (SUMMER, 2000; CHANEY; OLIVER, 1996). De acordo com Mattias (2006), há excesso de adição de Cu e Zn nas rações dos animais (suínos) e estas são transferidas para os dejetos, que aliada a grandes quantidades aplicadas eleva seus teores no solo. Em certas condições, os metais adicionados aos solos em aplicações de biossólidos podem ser lixiviados no perfil do solo e podem ter o potencial de contaminar as águas subterrâneas (McLAREN et al., 2005)

2.1.3 Agrotóxicos

Assim como os fertilizantes, os agrotóxicos possuem em sua composição a presença de substâncias tóxicas que podem se acumular no solo. Por exemplo, calda bordalesa (sulfato de cobre), oxiclureto de cobre, que são fungicidas amplamente utilizados.

Mirlean et al. (2007) realizaram estudo sobre o uso de agrotóxicos à base de Cu em áreas vinícolas de clima subtropical úmido. Os resultados mostraram que o solo da área acumulou até 3200 mg kg⁻¹ de Cu, o que é várias vezes superiores ao de outras áreas vinícolas em todo o mundo. A contaminação extrema do solo pelo Cu é causada pela necessidade de aplicações mais frequentes de agrotóxico. Outros metais derivados de agrotóxicos também acumularam-se no solo, superando o encontrado em outras áreas de vinhedos mais antigos, em até quatro vezes para Zn, cinco vezes para Pb e oito vezes para Cd e Cr.

Muitos agrotóxicos já utilizados no Reino Unido foram baseados em metais pesados como Cu, Hg, Mn, Pb, Zn (JONES; JARVIS, 1981). O As e Pb foram utilizados em pomares durante muitos anos para controle de insetos pragas; no controle de carrapatos de bovinos e pragas da cultura da banana na Nova Zelândia e Austrália. Ainda há relatos do uso de formulações contendo Cu, Cr e As para preservação de madeira; onde muitos desses locais apresentam concentrações no solo superiores aos limites recomendados (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

De maneira geral os agrotóxicos tem seu uso localizado e restrito a determinados locais e culturas específicas quando comparado a aplicação de fertilizantes.

2.1.4 Águas de reuso

A contaminação do solo por metais pesados resultante de irrigação com águas residuais é um motivo de séria preocupação devido aos potenciais impactos na saúde do consumidor de produtos contaminados (SHARMA, et al., 2007).

As atividades agrícolas demandam grandes volumes de água e geram grandes quantidades de resíduos (BERTONCINI, 2008). No mundo estima-se que 20 milhões de hectares sejam irrigados com água de reuso (BJUHR, 2007).

Para a agricultura, o reuso de efluentes fornece, além de água, alguns nutrientes de plantas. Entretanto, o uso de resíduos em solos deve ser constantemente monitorado, para que não haja contaminação do sistema solo-água-planta (BERTONCINI, 2008).

Sharma et al. (2007) avaliaram o impacto da irrigação com águas residuais na contaminação por metais pesados (Cd, Cu, Zn e Pb), em plantas da espécie *Beta vulgaris* (espinafre). O estudo concluiu que a irrigação por águas residuais tratadas ou não aumentaram as concentrações de metais pesados no solo e nas plantas.

No Brasil é comum a prática de reutilização de resíduos da agroindústria canavieira, tanto no caso dos efluentes líquidos, principalmente a vinhaça, como também nos sólidos, como a torta de filtro (POLO et al., 1988).

Embora as concentrações de metais pesados nos efluentes de águas residuais sejam relativamente baixas, a irrigação de longo prazo pode resultar em um acúmulo de metais pesados no solo (WUANA, OKIEIMEN, 2011).

2.1.5 Atividades de mineração e metalurgia

A atividade de mineração e o processamento industrial de metais são atividades de grande importância econômica. Contudo, durante o processo de mineração o rejeito é descartado diretamente em depressões naturais, incluindo áreas úmidas, o que leva a concentração de metais pesados nesses locais (DEVOLDER et al., 2003).

Cordeiro et al. (2019) observou efeitos de curto prazo (entre novembro de 2015 a janeiro de 2016), após o rompimento da barragem, de rejeitos minerais sobre o Rio

Doce em novembro de 2015. Os autores relataram a persistência da alta turbidez e concentrações de metais pesados na água desse rio. Durante a estação seca de 2016, a maioria dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos voltou para perto da linha de base e estavam de acordo com os padrões adotados. No entanto, com a intensa precipitação de dezembro de 2016, a turbidez subiu novamente acima do nível máximo indicado pela Resolução CONAMA 357/2005 e as médias históricas da região, demonstrando que o Rio Doce ainda não estava estabilizado após um ano do lançamento do rejeito contaminado que atingiu a região.

Serrano et al. (2018) também realizaram trabalho para avaliar os possíveis efeitos nocivos após o rompimento da barragem do fundão, em Mariana MG, em novembro de 2015. Os materiais analisados indicaram a ocorrência de efeitos tóxicos agudos às minhocas, que foram expostas à pilha de rejeito, ao sedimento de fundo e ao terraço fluvial. Contudo os autores observaram que, somente os rejeitos causaram efeito letal significativo. O material coletado na planície de inundação foi o único que não apresentou toxicidade aguda nestes ensaios.

Segundo Silva et al. (2017) em consequência do desastre ocorrido na barragem do fundão em Mariana MG, os teores de Zn, Cd, Cu, Pb e Ni trocáveis encontrados foram muito baixos e os teores de Mn trocável do rejeito foi considerado elevado. Os autores afirmaram que os atributos físicos, químicos e mineralógicos do rejeito da mineração torna limitante o restabelecimento da vegetação nativa ou as atividades agrícolas dos terraços fluviais onde o material se depositou.

De acordo com a Confederação Nacional da indústria (CNI) existe no Brasil um grande número de indústrias metalúrgicas e por conta disso há uma geração de subprodutos (escória de alto-forno e aciaria, pós e lamas oriundos de sistemas de controle atmosférico) (PRADO et al., 2002), totalizando 18,3 milhões de toneladas em 2016 (CNI, 2017), tendo uma relação de 600 kg de resíduos para cada tonelada de aço produzido. De acordo com CNI, (2017) 87% dos resíduos são reaproveitados e 3% destinado a aterros. Nos últimos anos muitos trabalhos apresentaram o uso de escória de siderurgia na agricultura, como alternativa para este passivo ambiental, podendo ser utilizado como corretivo de acidez e fornecer nutrientes ao solo (MICBRIDE, 1995; PRADO e FERNANDES, 2000; CORRÊA et al., 2009; PEREIRA, et al., 2010; RASTETTER e GERHARDT, 2017).

Apesar dos estudos indicarem que os teores de metais pesados presente em resíduos da indústria metalúrgica não atingem valores potencialmente tóxico; não há estudos relacionando o uso contínuo de escórias de siderurgia e a presença de metais pesados em solos agrícolas.

2.1.6 Transporte de partículas poluidoras pelo ar

O ar atmosférico é um veículo de transporte de partículas potencialmente tóxicas. De acordo Smith et al. (1995), a presença dessas partículas tóxicas podem originar-se das pilhas de rejeitos contendo metais pesados, trazidas por correntes de ar. Essas partículas podem se espalhar por uma extensa área até que a precipitação, seca ou úmida, remova as mesmas do fluxo de ar.

As concentrações de metais pesados no ar por deriva de poeira em pilhas de rejeito são menores que as emissões presentes em chaminés de indústrias. A concentração e o tipo de metais pesados presente dependem do material e das condições do locais. A maioria dos combustíveis fósseis possuem em sua composição um ou mais metais pesados, e sua queima constitui um processo de contaminação desde a Revolução Industrial (USEPA, 1996; WUANA; OKIEIMEN, 2011).

Muitos estudos tem demonstrado que a contaminação por metais pesados por dispersão no ar é uma realidade em diferentes regiões do mundo (USEPA, 1996; NAGAJYOTI et al., 2010; YEKEEN et al., 2016; ERCILLA-MONTSERRAT, 2018; ALSBOU; AL-KHASHMAN, 2018).

São raras as informações sobre estudos que correlacionam à contaminação do solo em regiões agrícolas no Brasil, onde a fonte de metais pesados foi dispersa pelo ar; chaminés de indústrias; pelo trafico de veículos, proximidade a descarte ou a indústrias de mineração.

2.2 Toxidez dos metais pesados

No solo, os metais pesados podem ser absorvidos por reações químicas rápidas seguidas de reações de adsorção lenta, sendo, portanto redistribuídos em formas químicas, biodisponibilidade, mobilidade e toxicidade variáveis (SHIOWATANA, 2001; BUEKERS, 2007).

De acordo com Levy et al. (1992) a distribuição dos metais pesados no solo é controlada por reações de precipitação, dissolução, troca iônica, adsorção e dessorção, complexação, imobilização e mobilização biológica, adsorção vegetal.

É preciso conhecer a dinâmica de cada elemento com potencial poluidor, para que ações preventivas possam ser tomadas, a fim de se evitarem problemas ambientais irreversíveis.

2.2.1 Bário (Ba)

O bário (Ba) é um elemento comum e apresenta conteúdo médio na crosta terrestre de 425 mg kg⁻¹ (REIMANN, DE CARITAT, 2012). É o 14^a elemento em abundância na crosta terrestre e ocorre em concentrações mais altas do que a maioria dos metais pesados (MAYER, 1982). Em ambientes aquosos, o Ba ocorre primariamente como o íon bivalente dissolvido, Ba²⁺ (SMITH, 1971).

Sulfato de bário na fase sólida (BaSO₄) e carbonato de bário (BaCO₃) são as formas comumente encontradas no solo apresentam cinética de precipitação rápida e solubilidades muito baixas. Desta forma, limitam as concentrações de Ba em soluções aquosas (BODEK, et al., 1988). Assim, o Ba não é muito móvel porque é facilmente precipitado como sulfatos e carbonatos (LAGAS, et al., 1984). Em média, os valores encontrados de Ba no solo são de 19 a 2.368 mg kg⁻¹. (ALLOWAY, 2013). No Brasil os valores médios encontrados no Cerrado variam entre 33, 41 e 299 mg kg⁻¹. Em solos formados por sedimentos, basalto e gninase respectivamente (MARQUES et al., 2004). Perez et al. (1997) avaliaram 15 solos em 5 regiões do Brasil e encontraram valores de Ba variando entre 0,09 e 201,4 mg kg⁻¹ de solo.

Os usos industriais de Ba incluem: lamas de perfuração de petróleo e gás natural, tintas automotivas, estabilizadores para plásticos, aços, tijolos, telhas, óleos lubrificantes e combustíveis para aviação, vários tipos de agrotóxicos e exames de Raios-X (BODEK, et al., 1988; ATSDR, 2007). O maior uso de BaSO₄, que representa 94% da produção total é em petróleo e perfuração de poços de gás. Uma das principais utilizações de BaCO₃ é como veneno para ratos (ATSDR, 2007).

O Ba é pouco móvel no solo, permanecendo adsorvido em solos de textura argilosa e com alta CTC. Na presença de íons cloreto (Cl⁻) o Ba é mais suscetível à lixiviação para águas subterrâneas (SMITH, 1995).

Ba solúvel, por exemplo, na forma de sulfeto (BaS), é extremamente tóxico para humanos e animais. Como a maioria do Ba no ambiente está presente em formas com baixa solubilidade, principalmente como sulfato ou carbonato, o risco de toxicidade para o mesmo é considerado muito baixo (LLUGANY et al., 2000; MENZIE et al., 2008).

O Ba é absorvido pelas plantas, embora não tenha nenhuma função fisiológica vegetal ou animal conhecida, e geralmente sofre biodigestão à medida que é transferido ao longo da cadeia alimentar (ELIAS, 1975; REEVES, 1979; SCHROEDER; TIPTON, 1972; ALLOWAY, 2013). Por outro lado, na forma iônica, Ba é considerado tóxico para humanos, animais e plantas em concentrações moderadas (CHAUDHRY, 1977).

A contaminação do solo por Ba ocorre em todas as regiões do mundo, inclusive no Brasil. Foram observadas contaminações do solo por Ba no Vale do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul, em solo de aterro industrial, demonstrando a contaminação por vários metais, incluindo o Ba (OLIVEIRA, 2008).

Foi observado acúmulo de Ba em plantas de sorgo após o cultivo em área contaminada, porém sem afetar a produção (MERLINO et al., 2013); Zanatta et al. (2018) estudaram a aplicação de cama de aviário ao solo, durante seis anos, e observaram que houve aumentos nos teores de Ba, porém estes se encontram abaixo dos valores de referência, não sendo constatada contaminação química do solo.

2.2.2 Cádmio (Cd)

O cádmio (Cd) é um metal não essencial que está naturalmente presente em todos os solos. O mesmo ocorre no solo como um cátion bivalente (Cd^{2+}), em concentrações tipicamente variando de 0,1 a 1,0 $mg\ kg^{-1}$ (SMOLDERS et al., 1999).

Juntamente com Hg e Pb, o Cd é um perigoso metal pesado, e não é conhecido por nenhuma função biológica essencial. Os compostos de Cd ocorrem como o íon bivalente de Cd^{2+} . O Cd está diretamente abaixo do Zn na Tabela periódica e tem similaridade química com este, um micronutriente essencial para plantas e animais. Isso pode explicar em parte a toxicidade do Cd; como o Zn é um oligoelemento essencial, sua substituição pelo Cd pode causar o mau funcionamento dos processos metabólicos (CAMPEBEL et al., 2007).

O Cd não possui capacidade de afetar a química do solo, mas em contraste, pode influenciar a função do ecossistema, mesmo que em quantidades mínimas, devido à sua acentuada toxicidade. Além disso, a toxicidade do Cd no solo é persistente, não apenas porque seu tempo de permanência excede décadas, mas também porque sua biodisponibilidade não diminui a longo prazo (SMOLDERS et al., 1999).

A presença de Cd no solo ocorre por deposição atmosférica, aplicação de fertilizantes fosfatados, lodo de esgoto, atividades de mineração. O maior uso do Cd se dá na utilização de baterias recarregáveis e em estabilizantes de PVC (Policloreto de vinila) (WBMS, 2018).

O Cd é muito biopersistente, mas tem poucas propriedades toxicológicas e, uma vez absorvido por um organismo, permanece residente por muitos anos. O mesmo tem sido encontrado em espécies de peixes, moluscos e vegetais (CAMPEBEL et al., 2007; McLaughlin et al., 2000).

No corpo humano, o Cd afeta várias enzimas e leva a disfunção renal (MANAHAN, 2003). Apesar da concentração de Cd nos fertilizantes fosfatados, escórias e lodo de esgoto, geralmente não afeta sua concentração nas culturas nos primeiros anos. A fitorremediação do Cd é a técnica mais viável para descontaminação de solos a longo prazo (KELLER et al., 2003).

2.2.3 Cobalto (Co)

O cobalto (Co) é um componente da vitamina B12 e, desta forma, é essencial para todos os animais superiores e para o homem. Por outro lado, por causa das atividades de mineração e seus usos industriais generalizados, este elemento também pertence àqueles metais que representam perigos potenciais, devido a exposições excessivas ao mesmo (SCHRAUZER et al., 2004).

O Co é um componente das chamadas superligas usadas para fabricar peças críticas de motores a jato turbina a gás e outras máquinas que operam sob estresse a altas temperaturas (SCHRAUZER et al., 2004).

Em rochas ígneas, Co está presente no estado bivalente (Co^{2+}), encontrado principalmente nos minerais ferromagnesianos, onde seu raio bivalente permite substituir facilmente Fe^{2+} e Mg^{2+} (GOLDSMITH, 1958).

Os hidratos de $\text{Co}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$, são as formas primárias de interesse na solução do solo, onde tendem a formar complexos lábeis com vários ligantes (OH^- , Cl^- e HCO_3^-) à medida que o pH aumenta, e também com as porções orgânicas de baixo peso molecular (BAKKAUS et al. 2008; WENDLING et al., 2007).

O Co elementar presente em aerossóis ou pós respiráveis e compostos de Co de baixa solubilidade são inequivocamente carcinogênicos em animais sob condições experimentais que são comparáveis às exposições ocupacionais humanas. Além disso, como o Co e seus compostos também são conhecidos por provocar em reações alérgicas, não é possível definir uma concentração máxima admissível (SCHRAUZER, 2004). A ocorrência de contaminação por Co nos solos é rara, enquanto sua toxicidade é ainda mais, exceto em circunstâncias altamente planejadas (HUTCHINSON; WHITBY, 1974).

Em caso de solos contaminados, por Co, o tratamento mais eficaz dos mesmos poluídos, é aumentar o pH do meio (WENDLING, 2008), e elevar a concentração de Mn. Inicialmente, a diminuição na disponibilidade deve-se à associação mais forte e crescente com a matéria orgânica, sorção com silicatos e com óxidos de Mn.

No uso de fitorremediação com hiperacumuladores, é favorável que se mantenha um estado de disponibilidade usando fertilizantes nitrogenados acidificantes; mas uma vez que a concentração de Co foi reduzida para um valor aceitável, então, a calagem provavelmente deve ser necessária (SCHRAUZER, 2004).

2.2.4 Cobre (Cu)

Em média, o teor de Cu encontrado nas rochas é de 55 mg kg^{-1} (GUILLER, 1988). O Cu é um micronutriente essencial necessário para o crescimento de plantas e animais. Nos seres humanos, ajuda na produção de hemoglobina no sangue é encontrado em uma variedade de enzimas e proteínas, incluindo o citocromo C oxidase e certas dismutações de superóxido. Solos com baixo teor de Cu biodisponível podem resultar em perdas no rendimento de culturas e sintomas de deficiência na pecuária, especialmente em sistemas de agricultura intensiva. De acordo com World Health Organization (WHO) (1996) a ingestão recomendada de Cu para humanos é de $1 \text{ a } 2 \text{ mg dia}^{-1}$.

Nas plantas, o Cu é especialmente importante para produção de grãos, na resistência a doenças e na regulação da água. O mesmo é encontrado na forma iônica, Cu^{2+} , e sua solubilidade aumentam em pH 5,5, próximo ao desejável para os cultivos agrícolas (6,0 a 6,5) (MARTINEZ, 2000; ERIKSSON, 1997).

Em altas doses, o Cu pode causar anemia, danos ao fígado e nos rins e irritação no estômago e no intestino. O mesmo pode ser encontrado em água potável, devido a circulação desta em canos produzidos com este metal, bem como de aditivos empregados para controlar o crescimento de algas.

Enquanto a interação de Cu com o ambiente é complexa, pesquisas mostram que a maior parte destes elementos no meio ambiente é rapidamente estável e resulta em forma que não represente um risco para o mesmo. De fato, ao contrário de alguns materiais feitos pelo homem, o Cu não é ampliado no corpo nem é bioacumulado na cadeia alimentar. No solo o Cu forma forte complexos com a matéria orgânica do solo (MOS).

Em casos de contaminação, o Cu pode afetar crescimento e produção culturas, e afetar a cadeia alimentar humana, com um impacto potencialmente negativo saúde (BJHUR, 2007).

Elevadas concentrações de Cu no solo exigem remediação. Nas atividades de mineração e fundição seus valores podem atingir até $2000 \text{ mg Cu kg}^{-1}$ (DUDKA, 1995; LOREDO, 2008; STUKEY, 2008), em áreas de tratamento de madeira até $> 1000 \text{ mg Cu kg}^{-1}$ (MENCH, 2009) ou quando da aplicação a longo prazo de altas doses de agrotóxicos contendo Cu em sua formulação ($200 - 500 \text{ mg Cu kg}^{-1}$) (KOMÁREK, 2010).

Quando os níveis de Cu afetam as funções do solo, essa área pode ser remediada *ex-situ*, realizando-se escavação do solo contaminado e tratamento fora do local ou aterro, ou a estabilização no local, limitando-se a mobilidade e biodisponibilidade do Cu no solo (BJHUR et al., 2007).

2.2.5 Cromo (Cr)

O Cromo (Cr) pode ser encontrado nos estados de oxidação de Cr^{+2} a Cr^{+6} , e os mais comuns devido à sua estabilidade são o cromo trivalente Cr^{+3} e o Cr^{+6} (WHO, 1996; PAPP, 1994; BIELICKA et al, 2005; ATSDR, 2012)

É usado principalmente no processamento e acabamento de couro industrial, na produção de aço refratário, lamas de perfuração, agentes de limpeza de galvanoplastia, fabricação catalítica e na produção de ácido crômico e especialidades químicas. Os compostos de cromo também são usados nas indústrias metalúrgicas, na água de resfriamento e preservação da madeira (SHANKER et al., 2005).

Resíduos das indústrias de Cr como lama, cinzas volantes, escória têm sido empregados como material de enchimento em vários locais (SALUNKHE, et al., 1998) nos quais a lixiviação e infiltração de Cr (VI) dos solos no lençol freático representa perigo à saúde. Os recursos hídricos também podem ser contaminados pela Cr, principalmente proveniente da indústria de curtumes (CHANDRA et al., 1997).

Khasim et al. (1989) relataram que em área agrícola a 10 km de distância de uma indústria química na Índia, as águas utilizadas para irrigação da lavoura estavam contaminadas por Cr; a lagoa de tratamento de efluentes era imprópria e a contaminação ocorria por infiltração nos aquíferos subterrâneos. Apesar da contaminação por Cr e de seus danos irreversíveis, as águas eram continuamente utilizadas.

As características químicas e físicas do solo determinam a sorção do Cr. Isto inclui o conteúdo de argila, o teor de óxido de ferro e a quantidade de MOS presente. O Cr pode ser transportado por escoamento superficial para águas subsuperficiais em sua forma solúvel ou precipitada. Complexos de cromo solúveis podem percolar para as águas subterrâneas. O Cr^{6+} tem a lixiviação aumentada com o aumento do pH do solo. A maior parte do Cr liberado em águas está associado a partículas de sedimento. (SMITH et al., 1995) A dermatite em humanos esta associada à contaminação por Cr (SCRAGG et al., 2005).

A interação entre Cr^{3+} e argilominerais, a adsorção de argila é uma das técnicas mais promissoras para a remoção do Cr do solo. Em solos com alto teor MOS e grande atividade da enzima redutase, O Cr^{6+} tende a ser reduzido a Cr^{3+} possibilitando sua imobilidade e diminuindo a toxidez (BRANCA et al., 1990).

O Cr influencia vários processos em plantas, como a germinação e o crescimento das plantas. As espécies de Cr em plantas são tóxicas em diferentes graus em diferentes estágios de crescimento e desenvolvimento das mesmas. A toxicidade do Cr^{6+} deve-se à formação de espécies reativas de oxigênio (ROS) durante a redução de Cr^{6+} ao Cr^{3+} no interior da célula: altas concentrações de ROS causam estresse oxidativo que explica a maior parte da toxicidade de Cr e seus sintomas em plantas (ERTANI et al., 2017).

O uso de Fe^0 na forma de nano partícula associado à biochar demonstrou ser um agente remediador de Cr, diminuindo sua mobilidade no solo bem como bioviabilidade e bioacumulação em repolho e sementes de mostarda (SU et al., 2016).

2.2.6 Níquel (Ni)

O níquel (Ni) é encontrado no solo principalmente na forma de sulfetos. Seu principal uso é em ligas metálicas, na indústria de galvanoplastia, fabricação de baterias, produtos de petróleo, pigmentos e como catalizadores (MOORE; RAMAMOORTHY, 2012).

Em condições de baixo pH, a forma encontrada de Ni é Ni^{2+} a qual precipita-se como $\text{Ni}(\text{OH})_2$, sendo bastante estável em soluções neutras e alcalinas; dissolve-se em soluções ácidas formando Ni^{3+} e em condições muito alcalinas forma HNiO_2 , o qual é solúvel em água. Em condições muito oxidantes e alcalinas, o Ni existe na forma do óxido estável, Ni_3O_4 , forma solúvel em soluções ácidas. Outros óxidos de Ni são instáveis em soluções alcalinas e se decompõem liberando oxigênio. Em regiões ácidas, no entanto, esses sólidos dissolvem-se liberando Ni_2^+ (LAPPIN; MCAULEY, 1988).

A disponibilidade do Ni no solo diminui com a elevação do pH. Sua distribuição está ligada à presença de óxidos amorfos, da fração argila, e de MOS que apresenta alta capacidade de imobilização do mesmo. O Ni ocorre também associado a carbonatos, fosfatos e silicatos, e é estável em soluções (BERTON et al., 1992).

Fontes antropogênicas de Ni proporcionam um aumento significativo no teor deste elemento nos solos. As principais fontes de Ni são as emissões das operações de processamento de metais e os gases da combustão de carvão e petróleo. A aplicação de lodo de esgoto e fertilizantes fosfatados são considerados fontes importantes de Ni em solos agrícolas. Foi relatado que as concentrações de Ni na chuva variam entre 0,17 e 17

mg l⁻¹ (BARRIE et al.,1987). Isto representa uma entrada de 0,002 a 0,2 mg kg⁻¹ no solo superficial de áreas com 1.000 mm de precipitação anual (UREN, 1992).

O Ni não é conhecido por se acumular em plantas ou animais e, como resultado, o Ni não causa biomagnificação na cadeia alimentar. Para animais, o Ni é um nutriente essencial em pequenas quantidades. O mesmo pode ocasionar vários tipos de câncer, quando acima do limite tolerado, principalmente para aqueles que vivem perto de refinarias (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

2.2.7 Zinco (Zn)

O zinco (Zn) está naturalmente presente na crosta terrestre como parte de rochas ou minérios ricos nesse elemento. Os minérios de Zn se formaram localmente por processos geológicos naturais e estão localizados em todo o mundo. O Zn está naturalmente presente em todos os solos, e sua concentração natural depende da composição química do material de origem. A concentração média global de Zn no solo é de 55 mg kg⁻¹, podendo variar entre os solos (MERTERS; SMOLDERS, 2013).

O Zn ocorre em vários minerais e em diferentes formas, como sulfetos ou carbonatos de Zn. Possui grande utilização na galvanização de produtos de ferro (Fe), para promover resistência a corrosão. Também é utilizado em baterias, fertilizantes, aros e rodas de veículos, tintas, plásticos, borrachas, cosméticos e complexos vitamínicos (Moore, Ramamoorthy, 2012; Lester,1987).

As atividades de mineração, carvão e combustão de resíduos e o processamento de aço são as principais atividades responsáveis por adicionar Zn ao ambiente. O lodo de esgoto proveniente de águas residuais industriais é rico em Zn e pode se acumular nas margens de rios, além disso, o mesmo é capaz de aumentar a acidez das águas. O Zn solúvel em água, localizado nos solos, pode contaminar as águas subterrâneas. Alguns peixes podem acumular Zn em seus corpos, sendo capaz de biomagnificar a cadeia alimentar. As plantas geralmente têm uma absorção de Zn que seus sistemas não podem suportar, devido ao acúmulo do mesmo nos solos. A ciclagem da MOS é interrompida quando há excesso desse elemento no solo, pois afeta a atividade microbiana e da macrofauna (GREANEY; KAREN MARIE, 2005).

A utilização de ectomicorriza, associada a plantas tolerantes a metais, como as espécies de *Eucalyptuss spp.* são alternativas viáveis no processo de fitorremediação de solos contaminados , principalmente Zn e Fe (ALEXANDRE et al., 2012)

2.2.8 Manganês (Mn)

O manganês (Mn) é similar ao Fe tanto nos processos geológicos como nos químicos. A concentração total de Mn nos solos varia de 0,02 a 3 g kg⁻¹, sendo a média de 0,6 g kg⁻¹ (KROUSKOPF, 1972). De acordo com Abreu et al. (2007) os minerais de Mn mais importantes são: pirolusita (MnO₂), manganita (MnOH), carbonatos (MnCO₃) e silicatos (MnSiO₃). O Mn pode se apresentar em três estados de oxidação: Mn²⁺ (mais estável em condições oxidantes), Mn³⁺ e Mn⁴⁺ (mais estável em condições redutoras).

Em plantas, o Mn tem absorção ativa, e compete com Ca²⁺, Mg²⁺, Fe e Zn; desempenha papéis na fotossíntese, na atividade da redutase do nitrato e defesa contra doenças (lignificação; aminopeptidase, metilesterase da pectina) (MALAVOLTA et al., 1997).

As duas formas mais comuns dos óxidos de Mn são birnessite e vernadite (GILKES, McKENZIE, 1988; McKENZIE 1989). Poucos óxidos naturais contêm altas proporções de Mn³⁺ e a maioria dos Mn presentes é Mn⁴⁺; para os solos, os óxidos de Mn mais comuns (birnessite e vernadite), contêm principalmente Mn⁴⁺ (McKENZIE, 1989).

O Mn tem menor potencial de exercer propriedades tóxicas, como o Pb, por exemplo, por falta de condições apropriadas, particularmente em solos. No entanto, a capacidade dos óxidos de Mn de sorver preferencialmente metais pesados e de atuar como oxidantes significa que eles desempenham papéis significativos na saúde do solo. Embora a atuação do Mn como oxidante de As e Cr possa ser considerada boa (oxidação de As⁴⁺ a As⁵⁺), o Mn pode formar complexos com grupos de superfície em MOS em pHs altos (ALLOWAY, 2013).

A disponibilidade de Mn no solo depende principalmente do pH, do potencial de oxirredução, da MOS e do equilíbrio com outros cátions (Ca²⁺, Mg²⁺ e Fe) (BARTLETT, 1988).

2.2.9 Alumínio (Al)

O alumínio (Al) é o terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre e constitui cerca de 8% de sua massa. O oxihidróxido de alumínio AlO(OH) é encontrado em uma de suas fases cristalinas bem definidas, também conhecidas como minerais boemita e diásporo. Estes minerais são constituintes importantes do minério de

alumínio, bauxita O fosfeto de alumínio é usado como fumigante para proteger grãos armazenados de insetos e roedores (SJÖGREN et al., 2015).

Na presença de umidade, o fosforeto de alumínio libera fosfina, que é altamente tóxica. O envenenamento por fosforeto de alumínio é agora reconhecido como uma das causas mais comuns de envenenamento por agrotóxicos. A sobrevivência é improvável se mais de 1,5 g do produto for ingerido (GURJAR et al., 2011).

O Al constitui importante componente da acidez dos solos. A reação de hidrólise do Al^{3+} em solução contribui para o poder tampão dos solos. Além disso, o Al e o Mn, quando em altas concentrações no solo, podem ser tóxicos as plantas, constituindo-se em uma das principais limitações agrícolas (SOUZA et al., 2007).

No solo o excesso de Al, provoca sintomas de toxidez em plantas, como a diminuição do sistema radicular, engrossamento e poucas ramificações; nas folhas pode se observar deficiência de P, K, Ca e Mg; em nível celular ocorre também a deformação da parede celular e células radiculares com dois núcleos; pode ocorrer exaltação na atividade de oxidase do ácido indolacético e provocar acúmulo de P inorgânico (menor fosforilação) (MALAVOLTA et al., 1997). Em solos agrícolas o Al tóxico pode ser neutralizado pela aplicação de corretivos de acidez.

Com relação à biodisponibilidade, o Al é encontrado na água potável devido à sua ação como floculante (sulfato de alumínio), é um aditivo comum em vários alimentos processados, é adicionado a cosméticos, produtos farmacêuticos e vários sais de alumínio são utilizados como adjuvantes de vacinas. Como resultado, o Al é cada vez mais encontrado em nossos corpos (SHAW; TOMLJENOVIC, 2013).

Em seres humanos o Al é um neurotóxico muito potente; pode causar encefalopatia em pessoas em tratamento de doença renal crônica, osteomalácia e anemia. Têm sido relatados efeitos neurocognitivos e psicomotores sutis e anormalidades eletroencefalográficas mesmo em níveis baixos de Al plasmático ($< 50 \mu\text{g L}^{-1}$) (FLATEN et al., 1996).

2.2.10 Ferro (Fe)

O ferro (Fe) é o elemento metálico mais comum na crosta terrestre. A geoquímica do Fe é complexa e determinada pela facilidade de mudança das valências (Fe^{3+} e Fe^{2+}) em respostas a alterações físico-químicas do meio. Os teores variam entre 0,5 e 5% nos solos em todo mundo (VAN RAIJ, 1991).

O Fe encontra-se na solução do solo principalmente como Fe^{3+} , Fe^{2+} e quelatizado. Nas plantas o mesmo participa dos processos de respiração, fotossíntese e atua em enzimas que operam na assimilação e fixação biológica do nitrogênio. Em excesso pode causar necrose (MALAVOLTA et al., 1997).

O Fe causa pouca ou nenhuma toxidez quando comparado a outros metais pesados. Porém, atividades que envolvem sua extração e transformação tem grande impacto ambiental.

A obtenção de minérios de Fe gera uma grande quantidade de estéril, poeira em suspensão, vibrações e altos riscos de poluição das águas subterrâneas e superficiais. As minas a céu aberto elevam gradativamente a produção de rejeitos, os subprodutos da mineração ou lixo, resultantes da escavação e extração que não interessam as empresas mineradoras e, portanto precisam ser descartados. Os rejeitos não são descartados; existindo a possibilidade de vazamentos ou rompimentos, comprometendo significativamente todo o ecossistema através da contaminação dos reservatórios de águas superficiais e subterrâneas (REMACRE, 2019), destruição de plantas e animais e, sobretudo vidas humanas.

2.3. Técnicas para remediação do solo por metais pesados

Os metais pesados não podem ser degradados e, portanto, se acumulam no meio ambiente, tendo o potencial de contaminar a cadeia alimentar. Esta poluição ameaça a qualidade do solo, a sobrevivência das plantas e a saúde humana. A remediação de metais pesados merece atenção, mas é prejudicada pelo custo desses processos (PAZ-FERRERO et al., 2014).

O conhecimento básico das fontes, química e potenciais riscos metais pesados em solos contaminados são necessários para a seleção de opções corretivas apropriadas. A remediação do solo contaminado por metais pesados é necessária para reduzir os riscos associados, disponibilizar o recurso da terra para a produção agrícola, aumentar a segurança alimentar e reduzir os problemas de posse da terra (WUANA, OKIEIMEN, 2011).

No Brasil, a resolução 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e alterada pela 460/2013, que estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias, em decorrência de atividades antrópicas, não estabelece um critério para remediação de solos contaminados por metais pesados.

A aplicabilidade de uma técnica de remediação do solo é específica, influenciada por vários fatores, incluindo o local e as características de contaminação, objetivos de remediação, eficiência de remediação, custo, efetividade, tempo e aceitabilidade pública (LIU, et al., 2017).

Vários métodos de remediação foram desenvolvidos para solos contaminados com metais pesados. Em todo mundo, existem mais de 20 milhões de hectares de terra contaminados pelos metais pesados como Cd, Cr, Hg, Pb, Co, Cu, Ni, Zn e Se, com teores que superam os valores naturais e aos níveis de não contaminação. Técnicas de remediação in-situ e ex-situ foram desenvolvidas para retificar os locais contaminados com metais pesados (LIU et al., 2018).

Muitos trabalhos sobre técnicas de remediação in-situ foram abordadas nos últimos anos, entre esses destacam-se: cobertura de superfícies (LIU, et al., 2018; NJDP, 2014; OHIO EPA, 2000); encapsulamento: (Khan et al., 2004; Meuser, 2012); a extração eletrocinética (Alshawabkeh, 2009; FRTR, 2012; LIU et al., 2018, Figueroa et al., 2016); lavagem do solo (CLU-IN et al., 2017); imobilização química (Tajudin et al., 2016); fitorremediação (CUNNINGHAM; Ow, 1996; HELMISAARI, et al. 2007; WUANA; Okieimen, 2011) e biorremediação: (DIXIT et al., 2015).

A remediação in-situ não necessita de escavação, transporte do solo, armazenamento ou tratamento em local diferente. Desta forma a exposição de pessoas ao mesmo é reduzida e o seu custo pode ser menor. Entretanto, devem-se observar condições específicas como climáticas, características químicas e físicas do solo e de produtos químicos (OLEXSEY; Parker, 2006).

Quando se compara com remediação in-situ, o tratamento ex-situ requer maiores custos para escavação do solo, transporte, disposição e reenchimento do local, porém o tratamento pode ser melhor gerenciado e acelerado, alcançando melhores resultados em curto espaço de tempo (WUANA; OKIEIMEN 2011; LIU et al., 2017).

Diversos autores apresentaram a relevância e aplicabilidade das técnicas de remediação *ex-situ*: aterro (BAUN, CHRISTENSEN, 2004; VAVERKOVÁ et al., 2018); lavagem do solo (DERMONT et al., 2008; WUANA; OKIEIMEN, 2011; LIU, et al., 2017); solidificação (FRTR, 2012) e vitrificação (BRAUNING et al., 1995; WUANA; OKIEIMEN, 2011; LIU et al., 2017). Para implementação das técnicas de remediação é recomendável que estudos sejam realizados para identificar a mais viável econômica, social e ambiental.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo.

A região do Oeste da Bahia ocupa uma área de 117.000 km² e encontra-se localizada entre as coordenadas -10,05° e -15,30° de latitude sul e entre -43,25° e -46,70° de longitude oeste (SANTOS, 2018). Esta dividida da seguinte forma: Microrregião de Barreiras: Baianópolis, Barreiras, Catolândia, Formosa do Rio Preto, Luís Eduardo Magalhães, Riachão das Neves e São Desidério; microrregião de Cotegipe: Angical, Brejolândia, Cotegipe, Cristópolis, Mansidão, Santa Rita de Cássia, Tabocas do Brejo Velho e Wanderley; microrregião de Santa Maria da Vitória: Canápolis, Cocos, Coribe, Correntina, Jaborandi, Santa Maria da Vitória, Santana, São Félix do Coribe e Serra Dourada (Dos SANTOS, 2018).

A área está localizada na formação geológica do grupo Urucuia, com formação no período Cretáceo Superior (96-64 milhões de anos); arenito com níveis de pelito e, e na base, arenito conglomerático e conglomerado (DALTON et al., 2003).

Os solos dessa região são ácidos e apresentam baixa fertilidade, possuindo áreas planas e ou levemente montanhosas. Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos os Latossolos representam 57%, Neossolos 29,6% e Cambissolos 7% das classes de solos da região oeste da Bahia; a granulometria é arenosa e de textura média (SANTOS, et al., 2018; DIONIZIO; COSTA, 2019). O Cerrado stricto sensu, é a fisionomia vegetal dominante, com predomínio do estrato arbóreo-arbustivo (BORGES; SANO, 2014).

Segundo a classificação de Koppen, o clima da região é do tipo Aw, tropical úmido; verão chuvoso com precipitações variando entre 800 mm (longitude 42°W) a 1400 mm (46°W), inverno seco com temperatura média superior a 18°C (ALVARES et al., 2013).

O Oeste da Bahia está à margem esquerda do Rio São Francisco e possui três importantes rios: O Rio Corrente, localizado no médio São Francisco, abrangendo o oeste e o noroeste do estado da Bahia e compreende treze municípios distribuídos em microrregiões homogêneas (PANQUESTOR et al., 2004); o Rio Carinhanha é afluente da margem esquerda do Rio São Francisco, entre os paralelos 13°50' e 15°30' de latitude sul e os meridianos 43°40' e 46°10' de longitude, abrangendo uma área aproximadamente de 1.730.000 hectares (BORGES, 2009). A bacia hidrográfica do Rio Grande está inserida entre as coordenadas geográficas 10°10' e 13°20'S de latitude e

43°08' e 46°37'O de longitude, localizada no médio São Francisco representando 12,6% da área de drenagem e com área total próximo a 75.000 km².

Nesta região ainda se encontra o sistema aquífero Urucuia (SAU), que representa uma associação de aquíferos que ocorrem em arenitos flúvio-eólicos do Grupo Urucuia, Neocretáceo da bacia Sanfranciscana, que compõe a maior parte da cobertura fanerozóica do Cráton do São Francisco. Este aquífero possui uma área que se estende por 76.000 km², desde o sul do Piauí até o noroeste de Minas Gerais, tendo sua maior expressão em área relacionada ao oeste do estado da Bahia (GASPAR; CAMPOS, 2016).

As principais culturas cultivadas na região são a soja (1.580.00 ha, e produção 5.119.200,0 t), algodão (190.000,00 ha e produção de 883.500,00 t) e o milho (180.000,00 ha e produção de 1.404.000 t) (AIBA, 2019). Informações complementares encontram-se no anexo (quadro1).

3.2 Coletas de amostras e processamento

Foram selecionadas 10 áreas representativas do agronegócio da região oeste da Bahia (Figura1). Em cada área foram selecionadas 8 propriedades. As propriedades selecionadas apresentavam os sistemas de cultivo em plantio convencional (PC), plantio direto (PD) e área preservada com Cerrado nativo (CN). A localização dos pontos de coleta é apresentada no apêndice (quadro 2).

Para a comparação de teores de metais pesados nas áreas cultivadas (PC, PD) com CN no oeste da Bahia, foram coletados cinco amostras de solos simples em duas profundidades; 0-10 cm e 10-20 cm, em 240 pontos, distribuídos entre as oito propriedades das 10 áreas, totalizando 480 amostras compostas. Os pontos de coletas estão representados na Figura 1. As amostras foram secas ao ar (TFSA), destorroadas e passadas em peneira 2 mm de abertura de malha. Parte das amostras foram separadas para realização de análises químicas e físicas.

A análise textural foi realizada pelo método da pipeta (DAY, 1965; TEIXEIRA et al., 2017). Os resultados das frações granulométricas de cada região se encontram na Tabela 1 em resultados e discussão.

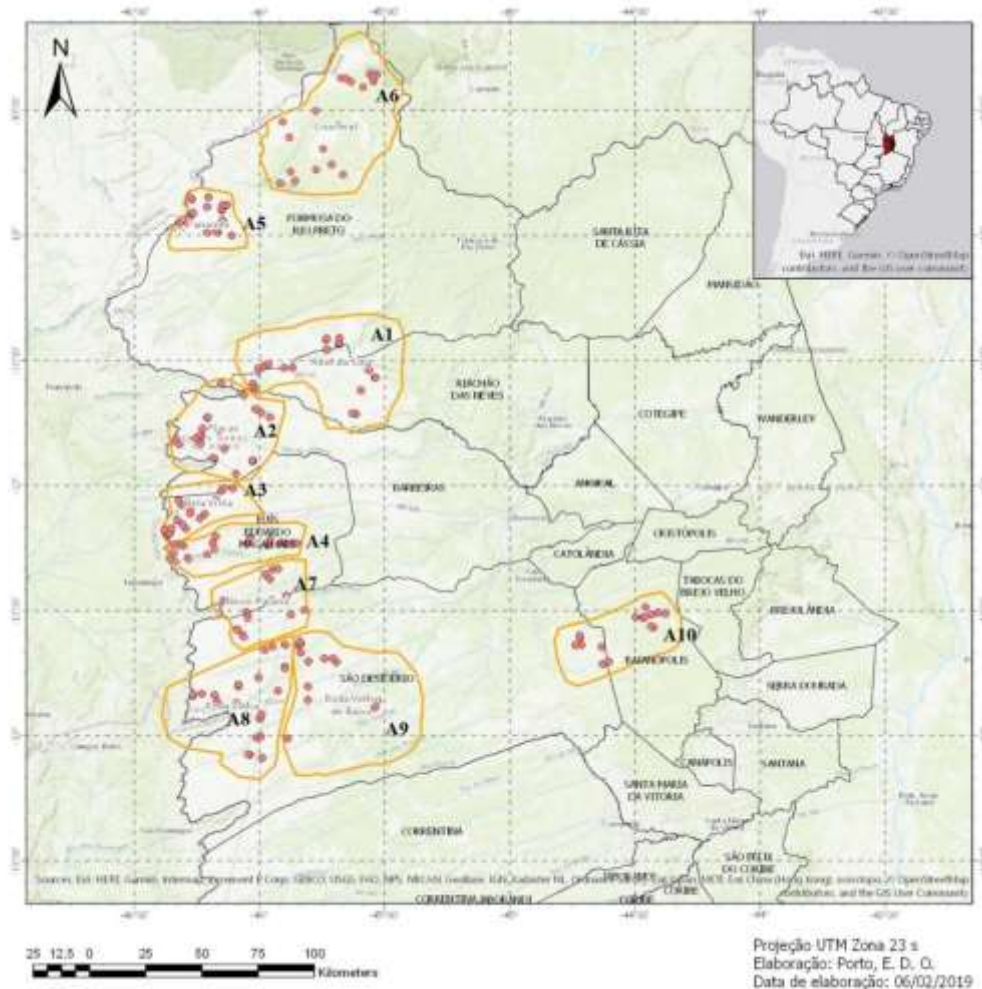


Figura1. Pontos de coleta de amostras de solo representados por pontos no mapa; áreas circuladas em destaque representam as áreas agrícolas selecionadas, onde A1= Anel da Soja, A2= Placas; A3= Bela Vista; A4= Novo Paraná; A5= Panambi, A6= Coaceral; A7 = Alto Horizonte; A8= Roda Velha; A9=Roda velha de baixo e A10 = Cascudeiro.

As análises químicas seguiram as recomendações de Teixeira et al. (2017). Foram determinados os teores de P disponível, K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis, acidez potencial (H + Al), pH em água, pH em SMP, carbono orgânico total (COT). A partir dos resultados das análises químicas foram calculadas a soma de bases trocáveis (SB), a capacidade de troca catiônica efetiva e a pH 7,0 (t e T), e a saturações de bases (V) (Tabela 1).

As cores de solos foram determinadas por comparação com padrões contidos na Carta de Cores de Munsell (Munsell, 1975) em amostras de TFSA secas e ligeiramente umedecidas (Tabela 2).

Tabela 1. Características químicas e fração granulométrica de amostras de solo de 10 áreas do Oeste da Bahia.

Áreas	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
COT (g kg ⁻¹)	7,73 ±9,00	2,90 ±1,49	3,63 ±2,12	4,75 ±2,56	6,62 ±2,29	8,56 ±4,85	3,17 ±2,37	3,55 ±2,36	5,23 ±2,58	11,84 ±11,37
pH solo	5,06 ±0,34	5,23 ±0,53	5,41 ±0,49	5,53 ±0,51	5,82 ±0,42	5,70 ±0,29	5,83 ±0,31	6,05 ±0,14	5,88 ±0,18	5,71 ±0,20
P (mg dm ⁻³)	14,70 ±12,05	10,38 ±4,69	11,67 ±8,13	19,10 ±11,82	18,23 ±16,95	14,52 ±11,88	12,95 ±3,67	24,26 ±12,25	12,55 ±4,87	12,60 ±8,55
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,15 ±0,90	1,10 ±0,73	0,96 ±0,77	1,07 ±1,08	0,72 ±1,02	1,50 ±1,20	0,75 ±0,70	1,56 ±1,22	1,30 ±0,63	1,20 ±1,03
Mg ²⁺ (Cmol _c dm ⁻³)	0,52 ±0,37	0,59 ±0,38	0,57 ±0,26	0,72 ±0,43	0,72 ±0,98	0,94 ±0,61	0,57 ±0,26	0,86 ±0,42	0,63 ±0,26	0,79 ±0,43
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,40 ±0,21	0,29 ±0,15	0,24 ±0,11	0,23 ±0,20	0,29 ±0,14	0,31 ±0,14	0,28 ±0,13	0,28 ±0,13	0,29 ±0,10	0,31 ±0,18
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,25 ±0,35	0,19 ±0,27	0,11 ±0,15	0,16 ±0,24	0,22 ±0,34	0,25 ±0,39	0,16 ±0,24	0,16 ±0,23	0,05 ±0,11	0,40 ±0,60
H (cmol _c dm ⁻³)	2,13 ±0,83	1,32 ±0,39	1,69 ±0,66	1,81 ±0,96	2,19 ±0,65	2,88 ±1,01	1,44 ±0,44	1,62 ±0,35	1,39 ±0,31	2,89 ±1,41
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	2,38 ±1,14	1,50 ±0,60	1,80 ±0,63	1,97 ±1,13	2,41 ±0,94	3,13 ±1,36	1,60 ±0,62	1,78 ±0,58	1,44 ±0,41	3,29 ±1,90
SB (cmol _c dm ⁻³)	2,07 ±1,44	1,97 ±1,13	1,78 ±1,03	2,02 ±1,59	1,73 ±1,73	2,75 ±1,72	1,60 ±0,89	2,71 ±1,73	2,22 ±0,95	2,30 ±1,56
t (cmol _c dm ⁻³)	2,32 ±1,12	2,16 ±1,09	1,88 ±0,97	2,18 ±1,43	1,95 ±1,59	2,99 ±1,45	1,76 ±0,74	2,87 ±1,53	2,27 ±0,85	2,70 ±1,29
T (cmol _c dm ⁻³)	4,45 ±0,74	3,47 ±1,32	3,58 ±1,34	3,99 ±1,24	4,14 ±1,22	5,88 ±0,99	3,20 ±0,76	4,49 ±1,23	3,67 ±0,61	5,59 ±1,88
V (%)	44,55 ±28,74	53,05 ±19,84	45,51 ±17,92	46,32 ±29,29	37,26 ±26,40	45,25 ±23,66	47,40 ±21,15	53,66 ±27,41	57,45 ±22,42	40,81 ±19,99
AG (g kg ⁻¹)	406 ±99	365 ±116	433 ±109	407 ±133	390 ±126	399 ±114	382 ±123	453 ±111	386 ±105	389 ±106
AF (g kg ⁻¹)	207 ±71	232 ±72	177 ±64	227 ±83	227 ±78	217 ±85	247 ±65	181 ±61	240 ±75	222 ±70
Silte (g kg ⁻¹)	54 ±30	34 ±24	50 ±27	51 ±30	56 ±29	54 ±28	43 ±29	56 ±27	55 ±25	46 ±30
Arg (g kg ⁻¹)	332 ±57	369 ±93	343 ±70	315 ±88	327 ±90	330 ±72	328 ±84	309 ±84	319 ±90	343 ±82

±: Desvio padrão; AG: areia grossa; AF: areia fina; Arg: argila; COT: carbono orgânico total do solo; Al³⁺: alumínio trocável; Ca²⁺: cálcio trocável; K⁺: potássio trocável; H: acidez ativa; H + Al: acidez potencial; Mg²⁺: magnésio trocável, pH solo: pH em água; t: Capacidade de troca catiônica efetiva; T: capacidade de troca catiônica a pH7, V: índice de saturação de bases; P: fósforo disponível extraído com extrator Melich¹.

Tabela 2. Cor das amostras de solo do Cerrado nativo do Oeste baiano, baseado na classificação da carta de Munsell.

Identificação	n	%	Cor			
			Seco		Úmido	
C1	16	10	5YR 6/6	Amarelo avermelhado	5 YR 5/6	Vermelho Amarelado
C2	46	28,75	5YR 5/4	Bruno Amarelo	5 YR 3/4	Bruno Avermelhado Escuro
C3	17	10,6	10YR 6/3	Bruno Pálido	10 YR 5/3	Bruno
C4	23	14,37	10YR 6/2	Cinza Brunado Claro	10 YR 4/3	Buno Escuro
C5	5	3,12	10 YR 5/1	cinzento	10 YR 3/2	Bruno Acinzentado Escuro
C6	24	15	10YR 6/2	Cinzento Brunado Claro	10 YR 4/2	Bruno Acinzentado Escuro
C7	29	18,12	5YR 4/8	Vermelho Amarelo	5 YR 4/7	Vermelho Amarelado
Total	160	100				

n = número de amostras

3.3 Determinações de metais pesados

Os teores dos metais pesados foram extraídos por digestão, pelo método da água régia (McGrath; Cunliffe, 1985). Foram pesadas 500 mg de cada amostra de solo, em triplicatas. Em seguida, estas foram adicionadas em tubos de borosilicato onde foram misturadas com 9 ml de HCl (32 %) e 3 ml de HNO₃ (65 %) (3:1) concentrados de pureza analítica, deixando-se a mistura em repouso para pré-digestão, por 12 h. Após o período de pré-digestão, as amostras foram colocadas em bloco digestor e submetidas ao aquecimento em três etapas: iniciando-se a 105 °C, por uma hora, em seguida fez-se a elevação da temperatura a 140 °C, até secura, em seguida o resíduo foi solubilizado com 12 ml de HCl (20 %v/v) e novamente aquecido em bloco digestor por 20 min a 80 °C. O material foi filtrado, em seguida a solução foi transferida para balões de vidro e seu volume aferido para 50 ml com água deionizada. Os extratos foram transferidos para potes plásticos e armazenados para posterior determinação dos metais.

As concentrações dos metais pesados foram dosadas por espectrofotometria de emissão por plasma (ICP-OES modelo 5100 Agilent Technologies) após a calibração do aparelho com a curva padrão multielementar específica. Os comprimentos de onda utilizados e os limites de detecção são apresentados na Tabela 1.

Tabela 3. Comprimentos de onda (λ) selecionados e limite de detecção (LD) para os metais pesados determinados nas amostras de solos.

Elemento	λ	LD
Ba	233,527	0,01
Cd	214,440	0,005
Co	228,616	0,001
Cr	267,716	0,005
Cu	324,752	0,005
Ni	231,604	0,001
Zn	213,857	0,002
Mn	259,372	0,005
Al	394,401	0,006
Fe	259,939	0,300

O controle de qualidade do método utilizado para análises dos teores dos metais pesados foi avaliado por meio de valores de recuperação de uma amostra de referência certificada BCR-414 (Commission of the Europe communities).

3.4 Análises Estatísticas

Foram realizados procedimentos estatísticos univariados e multivariados. Para os procedimentos univariados foram utilizados a estatística descritiva, análise de variância (ANOVA) teste Tukey, Skott-Knott e o teste de t de Student, utilizando-se os softwares SPSS -20.0 (International Business Machines (IBM), 2011), SISVAR (FERREIRA, 2011). As correlações entre as variáveis foram determinadas pelo cálculo do coeficiente de correlação de Pearson. Para os procedimentos multivariados, as análises das componentes principais (PCA) e análise de agrupamentos utilizou-se o software CANOCO 4.5 (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Amostra de referência certificada

Na Tabela 4 são apresentados os resultados dos teores dos metais pesados da amostra de referência certificada BCR -414. De modo geral a porcentagem dos valores recuperados foi adequada (Tabela 2). Os metais Co, Cr e Cu apresentaram valores acima de 100% e para Ni, Zn e Mn as porcentagens determinadas foram acima de 70%. Nenhum dos elementos estudados aqui apresentou recuperação inferior a 70%. O Cd foi o elemento que apresentou recuperação acima de 100%. Biondi (2011) determinando VRQs para solos do estado de Pernambuco (PE), também encontrou valores acima de 100% para Hg nas amostras NIST (2709 e 27011). Paye et al.(2010) também encontraram valores acima de 100% na amostra certificada (SEM 270 NIST) para os elementos (Cd, Co, Cu e Mn). Os resultados encontrados para Ba, Al e Fe foram apresentados apesar do certificado não informar os valores.

Tabela 4 Teores de metais pesados extraídos com água régia para a amostra de referência certificada BCR-414.

Amostra de Referência Certificada BCR-414				
Metais	Valor certificado ¹		Determinado Recuperado ²	
	mg kg ⁻¹	±	mg kg ⁻¹	%
Ba			25,70	-
Cd	0,38	0,14	0,6	157
Co	1,43	0,60	1,54	107
Cr	23,80	1,20	25,68	107
Cu	29,50	1,30	33,70	114
Ni	18,80	0,80	14,69	78,13
Zn	111,60	2,50	100,25	89,82
Mn	299,00	13,00	235,90	78,89
Al	-	-	1684,00	-
Fe	-	-	1362,00	-

¹: média aritmética ± desvio padrão; ²: (valor determinado/ valor certificado) x100.

4.2 Análises químicas, físicas e correlação simples de Pearson

Na Tabela 5 são apresentados os resultados de correlação simples para as características químicas e físicas (Tabela 1) para as 10 áreas do Oeste da Bahia.

Tabela 5. Matriz de correlação de Pearson para atributos do solo e metais pesados de 10 áreas no Oeste da Bahia.

Metais pesados	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Mn	Al	Fe
COT (g kg ⁻¹)	0,20**	0,01 ^{ns}	0,22**	-0,04 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,12*	0,27**	0,20**	0,09 ^{ns}	0,04 ^{ns}
pH solo	0,27**	0,16**	0,13**	0,14**	0,09 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,33**	0,19**	0,15**	0,11*
P (mg dm ⁻³)	0,24**	0,11*	0,17**	0,21**	0,11*	0,14**	0,35**	0,30**	0,19**	0,19**
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,38**	0,10*	0,22**	0,10*	0,10*	0,10*	0,41**	0,23**	0,16**	0,10
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,29**	0,13**	0,26**	0,17**	0,14**	0,14**	0,36**	0,28**	0,23**	0,16**
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,22**	0,06	0,16**	0,19**	0,12**	0,09*	0,37**	0,19**	0,13**	0,10*
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	-0,24**	-0,16**	-0,09*	-0,15**	0,01 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,35**	-0,19**	-0,08	-0,12**
H ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	-0,07 ^{ns}	0,02 ^{ns}	0,22**	-0,02 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,11*	-0,10*	0,05 ^{ns}	0,10*	0,04 ^{ns}
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	-0,19**	-0,03 ^{ns}	0,15**	-0,06 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,08 ^{ns}	-0,19**	-0,01 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,01 ^{ns}
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,37**	0,16*	0,28**	0,18**	0,13**	0,12**	0,44**	0,27**	0,20**	0,13**
t (cmol _c dm ⁻³)	0,35**	0,09 ^{ns}	0,27**	0,12*	0,15**	0,13**	0,40**	0,26**	0,21**	0,11*
T (cmol _c dm ⁻³)	0,27**	0,09*	0,38**	0,01*	0,19**	0,17**	0,29**	0,27**	0,25**	0,12**
V (%)	0,38**	0,08 ^{ns}	0,09*	0,09*	0,05 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,38**	0,17**	0,11*	0,05 ^{ns}
AG (g kg ⁻¹)	0,05 ^{ns}	0,15**	-0,21**	-0,11*	-0,01	-0,21**	-0,02	0,01 ^{ns}	-0,28**	-0,01
AF (g kg ⁻¹)	-0,10*	-0,26**	-0,09	-0,13**	-0,07*	-0,02 ^{ns}	-0,10*	-0,23**	-0,05	-0,19**
Silte (g kg ⁻¹)	-0,02 ^{ns}	0,09*	0,20**	0,25**	0,19**	0,11*	0,16**	0,20**	0,19**	0,25**
Arg (g kg ⁻¹)	0,03 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	0,31**	0,19**	0,04 ^{ns}	0,29**	0,05 ^{ns}	0,14**	0,37**	0,10*

**,*: a correlação é significativa no nível 0,01 e 0,05 respectivamente; AG: areia grossa; AF: areia fina; Arg: argila; Al³⁺: alumínio trocável; Ca²⁺: cálcio trocável; K⁺: potássio trocável; H: acidez ativa; H + Al: acidez potencial; Mg²⁺: magnésio trocável, pH solo; pH em água; Silte; t: complexo de troca catiônica efetiva; T: complexo de troca catiônica a pH7,0; V: índice de saturação de bases; COT: carbono orgânico total do solo; P : fósforo disponível extraído com o extrator Melich-1

De acordo com a Tabela 5, não houve correlação entre os metais pesados e acidez potencial (H+ Al), e correlação negativa com o Ba. Este resultado indica que acidez ativa não apresenta influência na retenção dos metais no solo e sua distribuição no ambiente. A acidez não trocável é representada pelo hidrogênio de ligação covalente, associado aos coloides com carga negativa variável e aos compostos de alumínio (CAMPOS et al., 2017).

O Cd foi o elemento que teve o maior número de correlações não significativas para a maioria dos atributos estudados (COT, H+, Al+3, K+, H+Al, t, V e Arg). É possível que o a dinâmica do Cd tenha sido afetada pela presença de outros metais pesados. Biondi (2011), estudando amostras de solo do estado de PE observou um comportamento diferenciado para o Cd e o As, sugerindo que suas interações com

outros atributos do solo não obedecem às mesmas características dos outros elementos avaliados.

O Zn foi o elemento que mais se correlacionou ($p < 0,05$) com os atributos do solo estudado, apresentando valores maiores que 0,30 para os atributos pH, P, Ca, Mg, K, SB, t, e V (Tabela 4). Este resultado sugere que o Zn apresenta maior interação com as características físicas e químicas dos solos das áreas estudadas. Isto está de acordo com o que foi relatado por Araújo e Amaral (2000), que estudaram a influência das propriedades físicas e químicas de solos intemperizados na adsorção de metais. Os autores observaram que, t, COT e Arg, foram os atributos que apresentaram maior correlação e também maior adsorção do Zn no solo. Souza et al., (2009), analisando amostras de solo do estado de São Paulo, verificaram que as formas de Zn no solo são influenciadas positivamente pelo PH, teores de silte, Ca, Mg, sílica e Fe₂O₃, e valor T. Estes trabalhos estão de acordo com o resultado exposto na Tabela 4.

O Zn apresenta adsorção específica e apenas em pH elevado consegue deslocar o H da H₂O ou OH⁻, para formar complexos do tipo Al-OH-Metal na superfície da caulinita, oxidróxidos, hidróxidos, e óxido de Fe e Al (ARAÚJO; AMARAL, 2000).

Considerando-se as correlações observadas entre os atributos físicos e químicos do solo na Tabela 1, os resultados estão dentro do esperado, uma vez que a dinâmica dos metais pesados e os atributos do solo são variáveis dependentes de inúmeros fatores.

Isto está de acordo com o relatado por Campos (2011). Este demonstrou que as interações dos metais pesados são dependentes do pH, MOS, potencial redox, quantidade e tipo de argila e t. Os autores afirmaram, ainda, que em sistemas onde predominam solos altamente intemperizados, a movimentação dos metais pesados no perfil do solo é diretamente influenciada pelo regime hídrico, capacidade de retenção e da posição do solo na paisagem. Desta forma, a permanência de metais pesados na solução do solo é influenciada por suas características e seu entorno.

A Tabela 6 mostra os resultados de correlação entre os metais pesados. As correlações foram significativas para todos os metais pesados e houve alta correlação entre os metais pesados principalmente entre Mn e Co; Cr e Mn; Cr e Al; Cr e Fe e Fe Mn (Tabela 5 e Figura 2).

Tabela 6. Matriz de correlação de Pearson entre metais pesados de 10 áreas do Oeste da Bahia.

Metais	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Mn	Al
Cd	0,29**								
Co	0,34**	0,41**							
Cr	0,19**	0,55**	0,58**						
Cu	0,10*	0,17**	0,24**	0,25**					
Ni	0,16**	0,25**	0,52**	0,57**	0,18**				
Zn	0,37**	0,46**	0,51**	0,50**	0,21**	0,38**			
Mn	0,31**	0,62**	0,72**	0,77**	0,22**	0,41**	0,64**		
Al	0,23**	0,28**	0,67**	0,78**	0,23**	0,65**	0,56**	0,63**	
Fe	0,15**	0,62**	0,66**	0,78**	0,24**	0,33**	0,45**	0,88**	0,55**

*, **: a correlação é significativa no nível 5% e 1%, respectivamente. Médias realçadas para correlações altas (> 70%) (REYDI, 2006).

É possível que uma determinada espécie de metal pesado em um sistema de solo seja afetada pela presença de outros metais pesados. As altas correlações do elemento Cr com Mn, Fe e Al (Tabela 3, Figuras 1B, 1C e 1D) sugerem uma relação com material de origem. Segundo Alloway (2013), o Cr³⁺ tem propriedades iônicas próximas às de Fe³⁺ e Al³⁺ e, portanto, propriedades geoquímicas semelhantes. O Cr substitui o Fe ou Al na cromita (FeCr₂O₄), a principal fonte geológica daquele elemento.

Esta relação também é semelhante entre o Cr e o Mn. A bruserita, óxido de manganês, é um agente oxidante/redutor e pode interagir com outros elementos. Por exemplo, o Cr³⁺ sofre oxidação para Cr⁶⁺ na presença de Mn³⁺, Mn²⁺ e Mn⁴⁺, em determinadas condições redox, pH do solo e na presença de redutores intermediários (JAMES; BARTLEY, 1988). Desta forma, é possível relacionar as altas correlações do Cr com Fe, Al e Mn, uma vez que a dinâmica desses elementos no solo está interrelacionada pelas características do solo, aspectos químicos e físicos.

A alta correlação entre Co e Mn (Tabela 6, Figura 2A) ocorre por que existe similaridade química entre esses elementos. De acordo com Goldschmidt, (1958), Co²⁺ e Mn²⁺ são encontrados principalmente nos minerais ferromagnesianos (rochas basálticas e serpentinitos), podendo substituir facilmente Fe²⁺ e Mg²⁺, e durante o processo de intemperismo, são liberados concomitantemente no solo. Além disso, tanto o Co²⁺ quanto Mn²⁺ são retidos no solo em associação com silicatos, colóides orgânicos e principalmente em óxidos de Mn, embora a menor proporção de Co para Mn no solo do que em rochas ígneas sugerem que Co é menos retido durante a formação do solo do que Mn (ALLOWAY, 2013).

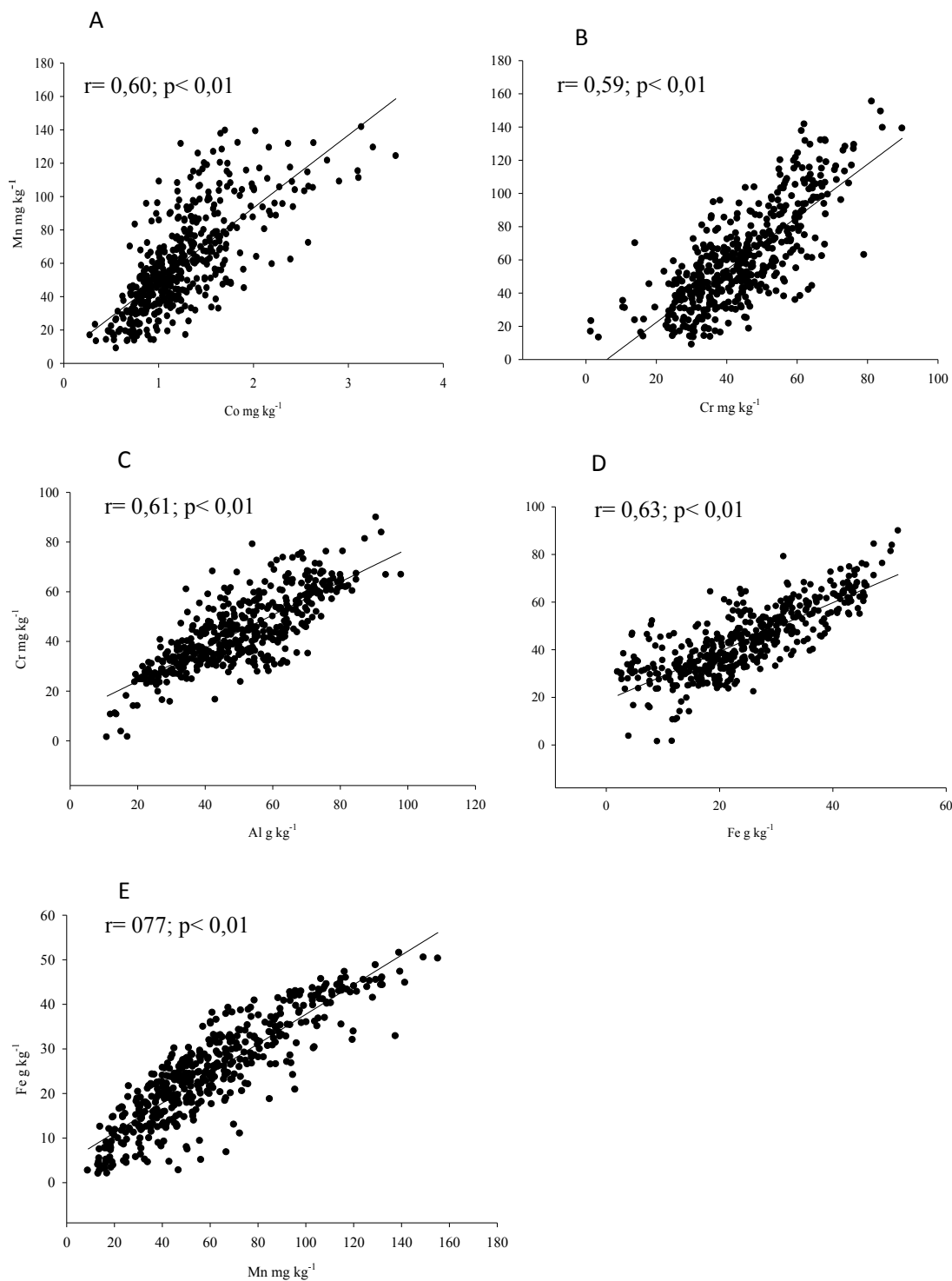


Figura 2. Gráficos de correlação de Pearson ($p > 0,01$) para os elementos Mn e Co (A); Mn e Cr (B); Cr e Al (C); Cr e Fe (D) e Mn e Fe (E).

Para as correlações entre Fe e Mn (Tabela 5, Figura 1E), além de apresentarem comportamento químico semelhante, desempenham juntos importante papel na dinâmica de outros metais pesados. Segundo Filgueiras et al. (2002), Fe e Mn estão presentes nas estruturas das superfícies minerais e atuam na coprecipitação, adsorção,

formação de complexos superficiais e troca iônica, em solos, sedimentos e lodo de esgotos.

4.3 Teores de metais pesados por área de estudo

4.3.1 Ba

Os teores de Ba variaram entre 13,13 (A6) a 5,36 (A2) mg kg⁻¹ (Figura 3). Este valor corresponde a uma variação de 40,8%. Pode se observar a formação de 4 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A1, A2, A4 e A5 com os menores teores de Ba; grupo 2: A7, A9 e A10; grupo 3: A3 e A8; grupo 4 : A6 apresentando os maiores teores.

Os teores de Ba encontrados são considerados baixos quando comparados aos teores totais em solos formados por arenito. De acordo com Kabata-Pendias (2011), em solos formados a partir de arenitos os teores de Ba variam de 500 a 800 mg kg⁻¹. Souza (2015) encontrou menores valores de Ba em solos de áreas naturais de origem sedimentar de 18,69 mg kg⁻¹. Costa et al., (2017) encontraram valores médios de Ba em superfície variando entre 4,71 (Latosolos e Argissolos) e 62,33 mg kg⁻¹ (Latosolos e Neossolos). Os maiores valores encontrados em Neossolos, se devem ao fato de uma menor ação do intemperismo, preservando os minerais primários.

4.3.2 Cd

Os teores de Cd variaram entre 2,88 (A3) e 0,46 (A9) mg kg⁻¹ (Figura 2). Este valor corresponde a uma variação de 84% entre essas áreas. Foi observado a formação de 5 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A2, A4, A7, A9 e A10 com os menores teores de Cd; grupo 2: A1 e A8; grupo 3: A6; grupo 4 com A5 e grupo 6 formado pela área A3, apresentando o maior teor médio de Cd (Figura 3).

Apenas as áreas A3, A5 e A6 apresentaram valores superiores a 1mg kg⁻¹ de Cd. Este resultado se assemelha ao encontrado por Biondi (2010), o autor encontrou valores superiores a 0,2 mg kg⁻¹ desse elemento em 70% das amostras analisadas em solos de PE.

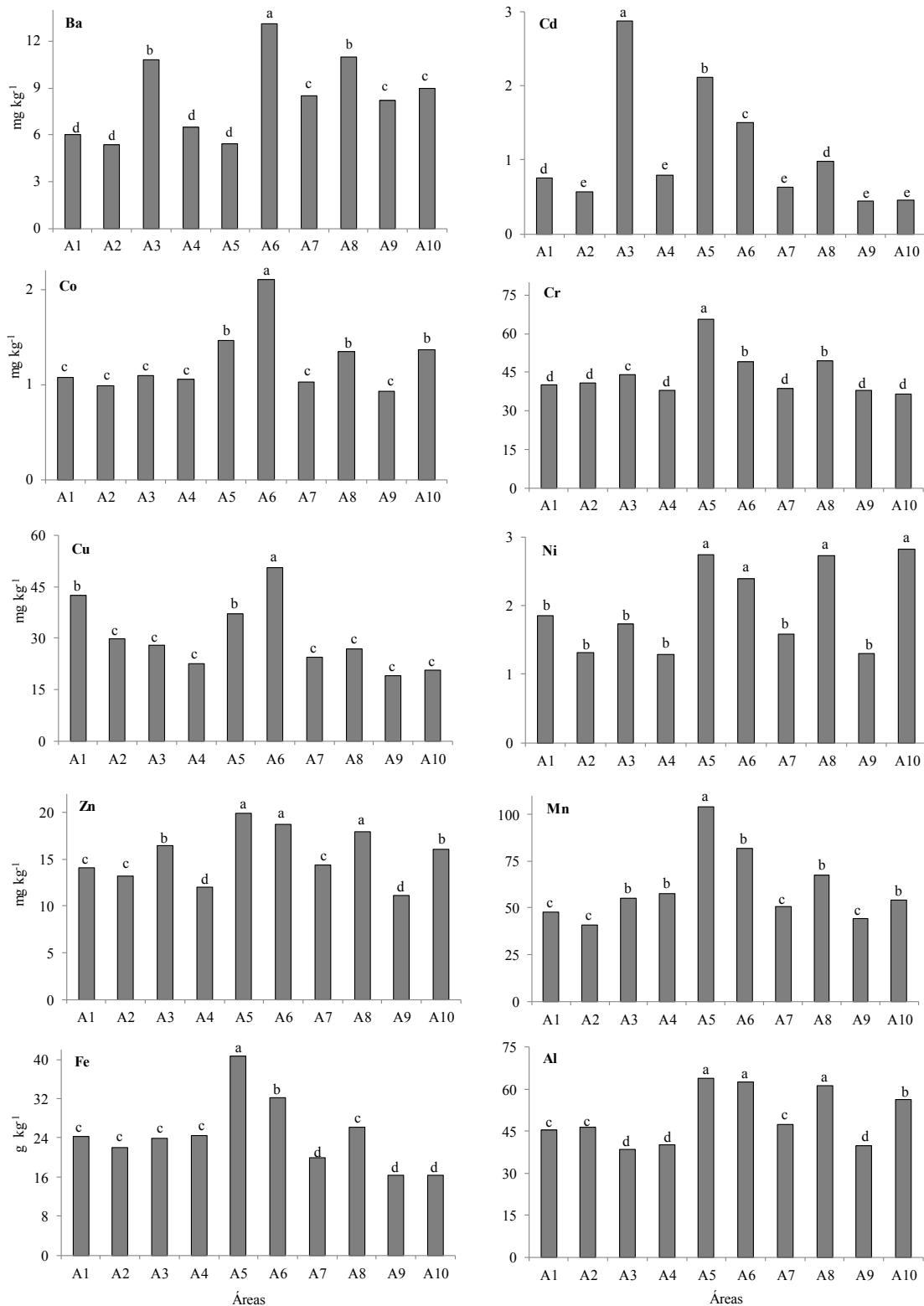


Figura 3. Teores de metais pesados no solo em diferentes áreas no Oeste da Bahia. As letras diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre as áreas pelo teste Scott-Knott a 5% de significância.

Os teores determinados neste trabalho se encontram dentro do esperado, de acordo com Alloway (2013). Segundo esse autor, espera-se encontrar valores entre 0,01

e $0,25 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos derivados de rocha ígnea; entre $0,11$ e $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos derivados de rocha metamórfica; entre $0,01$ e $2,6 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos derivados de rochas sedimentares.

4.3.3 Co

Os teores de Co variaram entre $2,0$ (A6) e $0,98$ (A9) mg kg^{-1} (Figura 2). Este valor corresponde a uma variação de 51% entre essas áreas. Foi observada a formação de 4 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A1, A2, A3, A4, A7 e A9, apresentando os menores teores de Co; grupo 2: A5, A8 e A10 e o grupo 3, com área A6, apresentando o maior teor médio de Co (Figura 2).

Os valores de Co encontrados estão dentro do esperado, quando comparado com outros trabalhos. Por exemplo, os valores de referência de qualidade (VRQs) para alguns estados variaram entre $0,30 \text{ mg kg}^{-1}$ em solos do sudoeste do Piauí (SENA, 2017) $3,59 \text{ mg kg}^{-1}$ para solos do estado de PE (BIONDI, 2011), 13 mg kg^{-1} para solos do estado de São Paulo (CASARINI et al., 2001) e $86,59 \text{ mg kg}^{-1}$ para solos de Minas Gerais (FEAM, 2013).

Essas variações estão associadas ao material de origem dos solos. Segundo Sena (2017), os locais onde as rochas são de origem sedimentar (siltito, argilito e arenito) predominante na área estudada pelo autor, apresentaram valores baixos de Co, e associa concentrações mais elevadas de metais, a poucos locais isolados com material de origem de rochas ígneas e metamórficas.

4.3.4 Cr

Os teores de Cr variaram entre $65,6$ (A5) e $36,45$ (A10) mg kg^{-1} (Figura 2). Este valor corresponde a uma variação de 55,5% entre essas áreas. Foi observada a formação de 4 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A1, A2, A4, A7, A9 e A10 apresentando os menores teores de Cr; grupo 2: A3, grupo 3: A6 e A8 e o grupo 4 com área A5 apresentando o maior teor médio de Cr (Figura 3).

Para Alloway (2013), os valores de Cr no solo variam entre 40 e 70 Mg kg^{-1} . As variações dos teores encontrados para o Cr nas áreas estudadas no Oeste da Bahia se assemelham aos valores relatados em outras regiões do Brasil: em São Paulo ($40,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (CASSARINI et al., 2001); Espírito Santo ($54,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (PAYE et al., 2010); Minas Gerais ($75,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (COPAM, 2011) e Mato Grosso e Rondônia ($39,4 \text{ mg kg}^{-1}$) (SANTOS; ALLEONI, 2013).

Baixos teores de Cr estão associados a solos formados por materiais arenosos enquanto valores mais altos são encontrados em solos originados de rochas vulcânicas (UTERMANN et al., 2006).

4.3.5 Cu

Os teores de Cu variaram entre 50,5 (A6) e 19,0 (A9) mg kg⁻¹ (Figura 2). Este valor corresponde a uma variação de 55,5% entre essas áreas. Para o Cu houve a formação de 3 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A2, A3, A4, A7, A8, A9 e A10 apresentando os menores teores de Cu; grupo 2: A1 e A5, grupo 3: A6, apresentando o maior teor médio de Cu (Figura 3).

Os teores de Cu encontrado nas áreas estudadas do Oeste da Bahia se assemelham aos teores naturais encontrados por Biondi (2011) em solo do estado de PE que apresentaram uma ampla faixa de variação entre 0,05 a 44,35 mg kg⁻¹. Os baixos teores podem ser atribuídos ao material de origem, rochas metamórficas, sedimentares e sedimentos do terciário, como nas áreas do Oeste da Bahia, solos formados a partir do arenito.

No estado de Minas Gerais os maiores teores naturais de Cu foram observados em latossolos; em média 74,70 mg kg⁻¹ (CAIRES, 2009). Devido à formação por sedimentos areno-argilosa e baixos teores de Fe e Mn comparados com os Latossolos do estado de Minas Gerais, sugere-se que os solos do Oeste da Bahia tendem a ter menor capacidade de retenção dos teores de Cu por processos de sorção, podendo ser perdido no sistema.

4.3.6 Ni

Os teores de Ni variaram entre 2,83 (A10) e 1,29 (A4) mg kg⁻¹ (Figura 3). Este valor corresponde a uma variação de 54,41% entre essas áreas. Para o Cu houve a formação de 2 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A1, A2, A3, A4, A7 e A9 apresentando os menores teores de Cu; grupo 2: A5, A6 A8 e A10 apresentando os maiores teores médios de Ni (Figura 3).

Os teores de Ni encontrados nas áreas estudadas foram considerados baixos, provavelmente em função do material de origem dos solos. De acordo com Alloway (2013), rochas sedimentares contêm Ni na faixa de 5-90 mg kg⁻¹, com o maior alcance para rochas argilosas e o menor para arenitos. Caires (2009) encontrou em amostras de solo de Latossolos, Argissolos e Cambissolos do estado de Minas Gerais, teores variando até 100 mg kg⁻¹, sendo que em Latossolos os teores variaram entre 50-100 mg kg⁻¹. Biondi (2011) também encontrou valores baixos nas amostras de solos de PE com

valores variando entre 0,75 a 18,75 mg kg⁻¹ na zona da mata; 0,1 a 37,45 mg kg⁻¹ no agreste e 0,95 a 20,63 mg kg⁻¹ no sertão. Os baixos valores são atribuídos ao material de origem desses solos, o que poderia estar ocorrendo também aos solos do Oeste da Bahia das áreas estudadas.

4.3.7 Zn

Os teores de Zn variaram entre 19,96 (A5) e 11,16 (A9) mg kg⁻¹ (Figura 3). Este valor corresponde a uma variação de 44,1% entre essas áreas. Para o Zn houve a formação de 3 grupos: grupo 1, formado pelas áreas A4, e A9 apresentando os menores teores de Cu; grupo 2: A1, A2, A7 e A10; grupo 3, formado pelas áreas A5, A6 e A8 apresentando os maiores teores médios de Zn (Figura 3).

Os valores de Zn são considerados baixos e se assemelham aos resultados encontrados por Caires (2009), onde 80% dos resultados ficaram abaixo de 19 mg kg⁻¹. No Rio Grande do Norte os teores variaram entre 17,98 e 53,80 mg kg⁻¹ (PRESTON et al., 2014). Em solos arenosos os teores de Zn tendem a ser baixos (ALLOWAY, 2013). O Zn se mostrou um elemento fortemente associado aos componentes químicos e físicos do solo (Tabela 2) mesmo em textura arenosa e ou média como neste estudo.

4.3.8 Mn, Fe e Al.

Os teores de Mn, Fe e Al variaram, respectivamente, entre 104,13 (A5) e 40,77 (A2) mg kg⁻¹; 40,67 (A5) a 16,33 (A2) g kg⁻¹; 63,71 (A5) a 38,31 (A3) g kg⁻¹ (Figura 3) As variações entre os teores de Mn, Fe e Al entre as áreas correspondem respectivamente, a 60,8; 59,84 e 39,87%. A área A5 apresentou os maiores valores de Mn e Fe juntamente com área A6, para o Al.

Os teores de Mn, Fe e Al foram considerados baixos quando comparados a outros estados. Caires (2009) relata em seu trabalho que em Argissolos e Cambissolos os teores de Fe, em 60% das amostras ficaram entre 50 g kg⁻¹ e em Latossolos os teores variaram entre 50 a 100g kg⁻¹; para Al os teores em Cambissolos e Argissolos variaram entre 20 a 100 g kg⁻¹ e em Latossolos os teores ficaram entre 40 e 180 g kg⁻¹.

Para Mn, as médias encontradas foram 248,386 e 387 mg kg⁻¹ respectivamente em Cambissolos, Argissolos e Latossolos. Os elementos Fe e Mn, e Fe e Al apresentaram correlações positivas (< 70), de acordo com a Tabela 6 e Figura 2 E. Isso explicaria os maiores teores desses elementos presentes nas áreas A5 e A6. Os óxidos de Fe e Al (goethita, hematita e gibbsita), elementos comuns em solos intemperizados,

desempenham papel importante na sorção e dessorção de nutrientes e de metais pesados (McBRIDE, 1994).

4.4. Padrão de associação das áreas aos grupos de metais pesados

Com base nos resultados obtidos pela técnica análise de componentes principais, (PCA) (Figura 4) os respectivos autovalores e porcentagens da variância explicada por cada PC (componente principal) estão apresentados na Tabela 3. Os dois primeiros PCs foram responsáveis por 73,3 % da variação total, sobre os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe nas 10 áreas do Oeste da Bahia, em que PC1 foi responsável por 57,6 % e o segundo, PC2, por 15,7 % das variações dos dados. As informações contidas na Tabela 3 serão utilizadas para explicar os dados apresentados nas Figuras 4 e 5, respectivamente para sistemas de uso do solo e profundidade de amostragem.

Tabela 7. Autovalores e porcentagem acumulada para cada componente principal (PC).

Componente principal	Autovalor	Porcentagem acumulada
PC1	0,576	57,6
PC2	0,157	73,3
PC3	0,100	83,3
PC4	0,048	88,1

A análise dos componentes principais (Figura 4) para os metais pesados (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Al e Fe) entre 10 áreas do oeste da Bahia permitiu o reconhecimento de padrões entre a distribuição das áreas em relação aos metais pesados. Baseado na Figura 4 é possível verificar que entre os metais pesados houve a formação de grupos que se correlacionam fortemente. Grupo 1, formado pelos elementos, Mn, Cd, Cu com alta correlação entre si, associada também ao Fe, porém se correlacionam menos. O grupo 2 é formado pelos elementos Cr, Co, Zn, Al e Ni. A posição do Cr indica que ele também correlaciona com o grupo 1. A posição do Ba indica que este elemento tem pouca ou nenhuma correlação com os outros elementos.

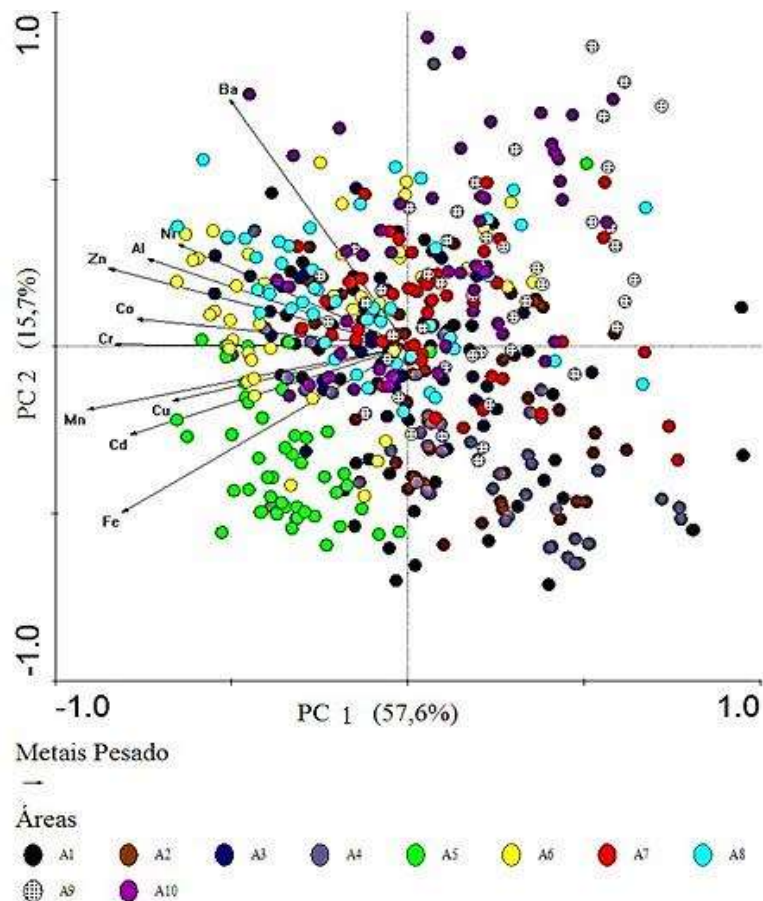


Figura 4. Padrão de separação das áreas do Oeste da Bahia em função dos metais pesados (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe) pela análise de componentes principais (PCA).

Assim, foi possível associar as áreas que estão mais positivamente ou negativamente correlacionadas aos grupos de metais pesados. As áreas positivamente associadas aos metais pesados (Figura 4) foram A5, A6, A8 e A10; as áreas negativamente associadas aos metais pesados foram A1, A2, A3, A4, A7 e A9.

A área A5 está positivamente associada ao Fe, Cd, Cu, Mn e Cr. A área A6, A8 e A10 estão mais associadas ao grupo do Cd, Cu, Mn, Cr, Co, Zn, Al e Ni. No entanto, há pontos de amostragem das regiões A6, A8 e A10 que estão associados negativamente aos metais pesados (Figura 4).

Resultado da análise de PCA (Figura 4) foi similar ao encontrado na análise de agrupamento. Esta (distância euclidiana ao quadrado) obtida pelo método Wards, foi realizada para identificar áreas semelhantes a partir dos teores de metais pesados. Os resultados são mostrados no dendrograma (Figura 5), onde dois grupos foram formados

a partir das áreas estudadas. O Grupo 1 inclui as áreas A5 e A6. No Grupo 2 pode-se identificar dois subgrupos (1) A8 e A10 e (2) A1, A2, A3, A4, A7 e A9.

Considerando-se os resultados da análise de PCA (Figura 4) e a semelhança nos resultados encontrados na análise de agrupamento Figura 5, sugere-se que as áreas A5, A6, A8 e A10 estão positivamente associadas aos metais pesados, em função da maior presença de Fe e Al encontrados nessas áreas, apresentando 40,67; 32,28 g kg⁻¹ de Fe para as áreas A5 e A6 respectivamente; 63,71; 62,40; 61,14 e 56,06 g kg⁻¹ de Al, respectivamente, para A5, A6, A8 e A10.

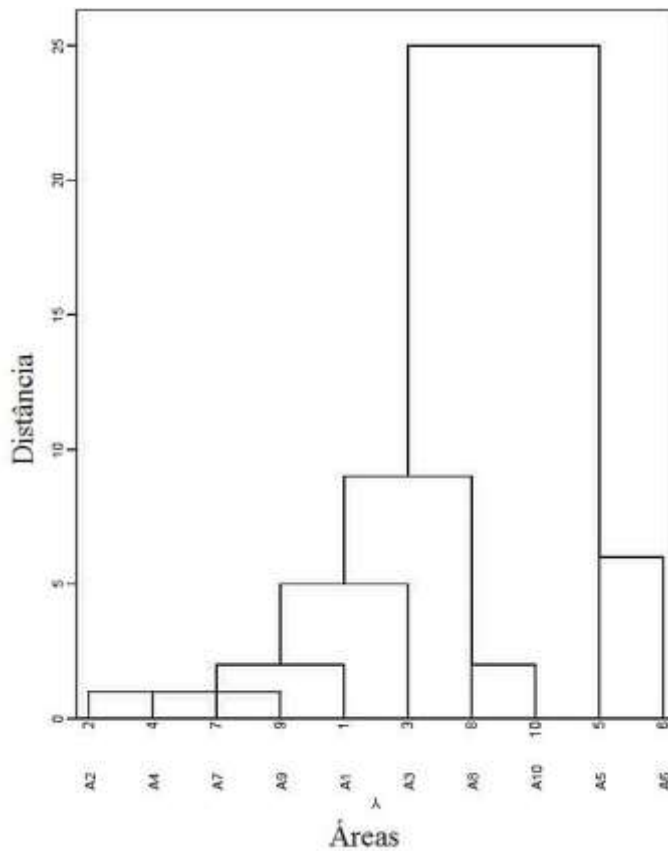


Figura 5. Dendrograma de classificação das 10 áreas de estudo no Oeste da Bahia, com formação de dois grupos em função dos teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Al, e Fe.

Isso está de acordo com o relatado por Jenne et al., (2012) em que associação de componentes do solo à adsorção de metais pesados foi demonstrada para Zn em testes controlados de adsorção. A adição de Mn, óxido amorfo de Fe e Al em solução, exigiram grandes quantidades de Zn para formar carbonato de Zn. Indicando que este

elemento estava fortemente adsorvido a esses compontes, portanto indisponível para solução do solo.

Segundo Jenne et al. (2012) a difusão de metais em óxidos de ferro (hematita, goethita), óxidos de manganês (birnessita) e minerais de silicatados torna os metais pesados fixados ou adsorvidos. Santos (2011), avaliando teores de metais pesados nos solos de Mato Grosso e Rondônia para produção de valores de referência de qualidade (VRQs), também encontrou, forte relação entre os teores de Fe e Mn associados a metais pesados. Assim, sugere-se que a um dos fatores que promoveram maior associação dos metais pesados nessas áreas esteja realcionado aos teores de Fe e Al.

4.5 Teores de metais pesados em função do sistema de preparo do solo

Na Tabela 8 são apresentados os resultados dos teores médios de metais pesados e desvio padrão (Des.Pad) encontrados nas áreas CN, PC e PD no Oeste da Bahia. Na Figura 8 são apresentados os resultados dos teores de metais pesados dos solos no Oeste da Bahia, entre Cerrado nativo (CN) e os sistema de preparo do solo, plantio convencional (PC) e plantio direto (PD).

Tabela 8. Médias dos teores de metais pesados em amostras de solo do Cerrado nativo (CN), plantio convencional (PC) e plantio direto (em 10 áreas no oeste da Bahia).

Sistema de preparo	CN		PC		PD	
Ba (mg kg ⁻¹)	5,75	±3,24	9,93	±8,26	9,51	±5,66
Cd (mg kg ⁻¹)	0,84	±0,76	1,23	±1,21	1,29	±1,30
Co (mg kg ⁻¹)	1,12	±0,43	1,32	±0,48	1,30	±0,53
Cr (mg kg ⁻¹)	40,01	±13,35	46,07	±13,50	45,72	±15,33
Cu (mg kg ⁻¹)	27,42	±30,50	33,07	±35,97	29,61	±11,19
Ni (mg kg ⁻¹)	1,72	±1,55	2,12	±1,19	2,10	±1,37
Zn (mg kg ⁻¹)	10,21	±4,57	17,84	±7,02	18,07	±9,02
Mn (mg kg ⁻¹)	48,88	±26,70	65,85	±28,31	66,03	±30,10
Al (g kg ⁻¹)	45,13	±15,75	52,62	±16,78	52,16	±16,94
Fe (g kg ⁻¹)	22,36	±11,08	25,29	±10,92	26,10	±11,11

±: Desvio padrão

Na Tabela 8 é possível observar que a maior variação entre os metais pesados foi para o Cu. A variação foi de 27,42 ± 30,50 mg kg⁻¹ (CN); 33,07 ±35,97 mg kg⁻¹ (PC); 29,61 ±11,19 mg kg⁻¹ (PD), sendo mais homogêneo neste último. A menor variação foi observada para o Co: 1,12 ± 0,43 mg kg⁻¹ (CN); 1,32 ± 0,48 mg kg⁻¹ (PC); 1,30 ±0,53

mg kg⁻¹ (PD). Santos (2011) determinando VRQ para solos do MT e RO, utilizando o método da água régia encontraram teores de Cu variando entre 6,6 e 32,9 mg kg⁻¹.

Os resultados dos teores de metais pesados nas áreas de CN, PC e PD são considerados baixos (Tabela 9), quando comparados com os resultados apresentados pela CETESB (2016) (Tabela 9). Porém, outros autores relataram baixos teores em amostras de áreas naturais. Sena (2011) encontrou teores médios de Co (0,30 mg kg⁻¹), Ni (1,54 mg kg⁻¹), Cu (2,37 mg kg⁻¹), Cd (0,07 mg kg⁻¹) e Zn (2,89 mg kg⁻¹) inferiores ao encontrados neste trabalho.

Tabela 9. Teores de metais pesados em mg kg⁻¹ e g kg⁻¹ para Al e Fe, comparado com valores orientadores para solos e água do estado de São Paulo segundo a Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição das Águas (CETESB).

Metais	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Mn	Al	Fe
Uso do solo	-----mg kg ⁻¹ -----							----g kg ⁻¹ ----		
CN	5,75	0,83	1,11	40,09	27,41	1,72	10,23	48,98	45,20	20,93
PC	9,92	1,23	1,30	46,06	29,89	2,11	17,83	65,84	52,61	23,50
PD	9,51	1,29	1,31	45,80	33,07	2,10	18,47	66,46	52,26	21,56
VRQ ¹	75	<0,5	13	40	35	13	60	-	-	-
VP ²	120	1,3	25	75	60	30	86	-	-	-
Agrícola ³	500	3,6	35	150	760	190	1900	-	-	-

¹: valores de referência de qualidade para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo; ² valores de prevenção; ³ valores de intervenção agrícola (CETESB, 2016).

Resultados semelhantes foram encontrados por Biondi, (2011), que associa os baixos teores de metais ao material de origem do solo de PE, compostos predominantemente por rochas metamórficas e sedimentares do terciário. No seu trabalho, o autor destaca que 50% dos teores de Cu, 60 % dos teores de Ni e 65% dos teores de Co ficaram abaixo de 3 mg kg⁻¹.

Os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Ni, Zn, Mn e Al encontrados nas áreas cultivadas (PC e PD), foram significativamente maiores do que aqueles encontrado nas áreas de CN (Figura 6). Não houve diferença significativa entre os teores de Fe e Cu entre CN, PC e PD.

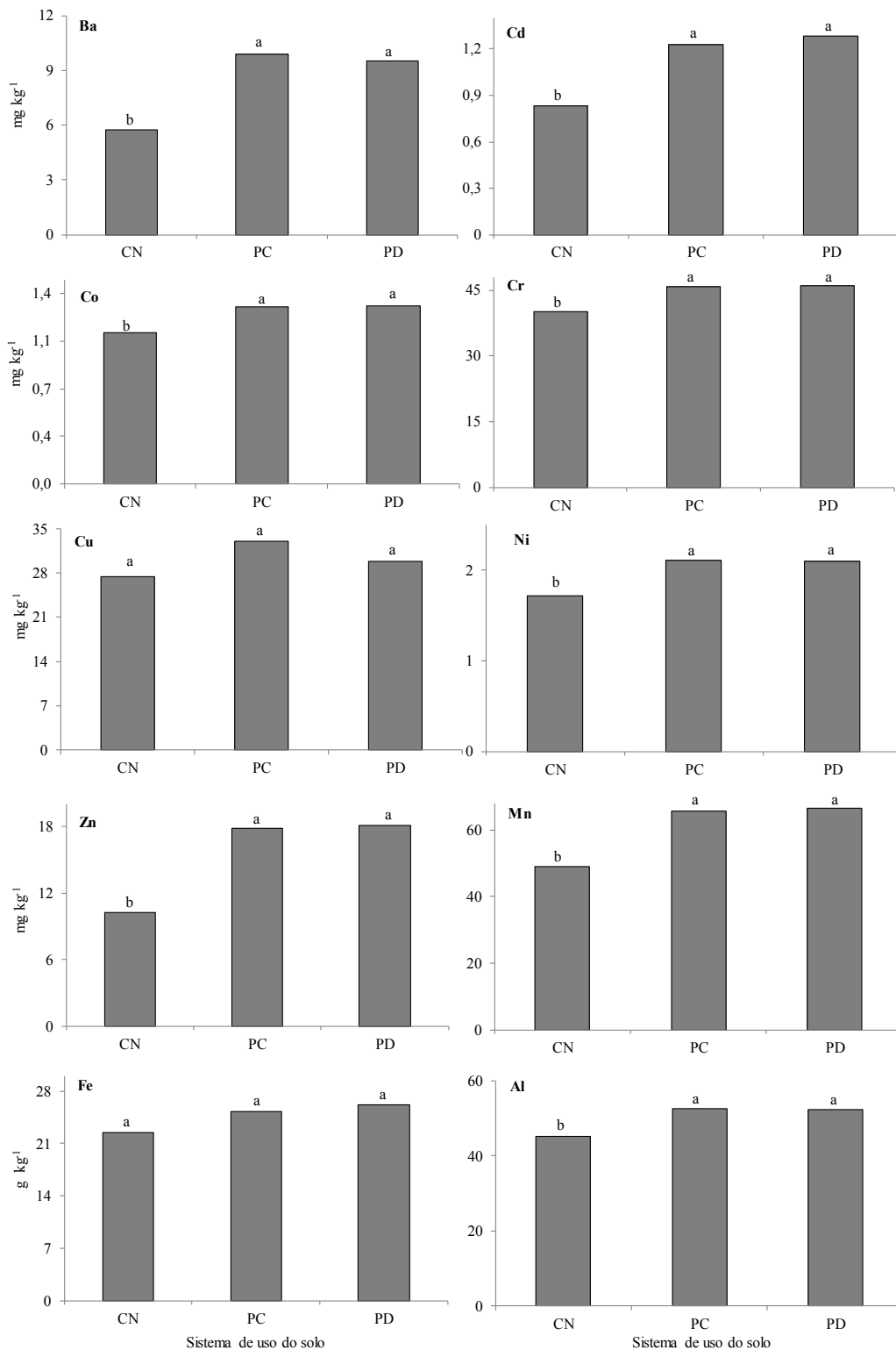


Figura 6. Teores de metais pesados (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Fe e Al) do solo em diferentes sistemas de preparo de solo plantio convencional (PC), plantio direto (PD) e Cerrado nativo (CN) em 10 áreas no Oeste da Bahia. As letras diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre e os sistema de uso do solo, pelo teste de Tukey a 5% de significância.

Os resultados da literatura sugerem que existe uma forte associação entre Fe e Cu, podendo assim justificar os teores encontrados nas áreas de CN, PC e PD. A adsorção de Cu de forma específica, ocorre com todos os minerais dos solos, como óxidos de Fe, Mn, Al argilas e húmus, aumentando com a elevação do pH, sendo que as maiores quantidades são encontradas associadas a óxidos de Fe e Mn, hidróxidos de Fe e Al e argilas (SILVEIRA et al., 2003).

Yin et al. (2016) realizou trabalho para estudar as frações de Pb, Cd, Cu, e Zn em solos contaminados com rejeito de minas, em diferentes proporções, e solos com diferentes usos (áreas agrícolas para produção de arroz) com objetivo de verificar as frações de metais pesados associados a óxidos de Fe (goetita e hematita). A associação destes metais com oxihidróxidos de ferro cristalino nos solos diminuem na sequência de Cd > Pb > Zn > Cu. Segundo o resultado apresentado pelos autores o Cu está amplamente presente na fração residual (35,2 a 90,9%), seguido pelos óxidos Fe e Mn facilmente redutíveis (2,2 a 37,7%), refletindo a estreita afinidade do Cu a ser adsorvido e coprecipitado com hidróxidos de Fe e Mn pouco cristalinos. Entre 1,4 e 20,6% o Cu estava associado com MOS e 0 a 36,2% foi adsorvido e ou substituído por Fe em hidróxidos de Fe cristalinos. Apenas 0,3 a 11,7% Cu estava prontamente disponível em solução. Dessa forma pode se inferir que os teores de Cu associado ao Fe nas áreas de CN, PC e PD tanto pode ter origem natural ou por adição devido as atividades antropicas.

Os resultados apresentados na Figura 6 sugerem que os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Ni, Zn são provenientes das atividades agrícolas nos sistemas de uso PC e PD, uma vez que o teores desses elementos foram significativamente maior que os resultados encontrados nas áreas sem interferência antrópica o CN. Os resultados da literatura demonstram a relação entre o sistema de uso do solo e a concentração de metais pesados. Santos et al. (2003) avaliaram a influencia do tipo de manejo do solo (plantio convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio em nível (PN)), uso de fertilizantes e agrotóxicos na disponibilidade de metais pesados no cultivo de olerícolas. De acordo com os autores, os sistemas de preparo PN e CM favoreceram, de maneira geral, o acúmulo de Zn, Mn, Cd e Pb no solo, quando comparados ao PC. Ainda de acordo com esses autores, o alto teor de Cu encontrado no PC estava relacionado ao fungicida Peprosan (oxicloreto de cobre 30% +Maneb 10% +Zineb 10%).

Gimeno-Garcia et al. (1996) avaliaram a capacidade de fertilizantes e agrotóxicos em disponibilizar metais pesados para o solo. No trabalho, os autores verificaram que o superfosfato continha as maiores concentrações de Cd, Co, Cu e Zn como impurezas. O sulfato de cobre e o sulfato de ferro apresentaram os maiores teores em Pb e foram capazes de disponibilizar Ni. O uso de fertilizantes proporcionou o aumento de Zn, Mn, Co e Pb em níveis elevados. Para o Cu, os níveis ficaram no limite estabelecido pela legislação da União Européia.

Moura e Mazur (2006) concluíram que o tipo de manejo do solo associado a uso intensivo de insumos agrícolas é capaz de aumentar os níveis de Cd, Ni, Pb, Zn e Mn no solo, nas plantas cultivadas, contaminar águas subterrâneas e superficiais, inclusive a utilizada para dessedentação de animais.

A Figura 7 é apresentada o padrão de separação para os sistemas de preparo de uso do solo (CN, PC e PD) pela análise de PCA. Os dois primeiros PCs foram responsáveis por 73,3 % da variação total sobre os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe, em que PC1 foi responsável por 57,6 % e o segundo, PC2, por 15,7 % das variações dos dados. Os autovalores e porcentagem de cada componente estão apresentados na Tabela 6.

É possível observar pela análise de PCA (Figura 7) o padrão de separação das áreas de CN, que estão negativamente associadas aos metais pesados. Alguns pontos de amostragem das áreas de CN estão mais positivamente associados ao grupo do Fe. As áreas de PC e PD apresentam-se positivamente associadas aos metais pesados, com alguns pontos de amostragem negativamente associado aos metais pesados. O sistema de preparo do solo PD, está mais associado ao grupo do Cr, Co, Al, Mn e Ni, e menos, mas ainda positivamente associado, ao grupo do Fe, Cd, Mn e Cu. O padrão de associação das áreas de PC está mais homogêneo nos grupos de metais pesados (Figura 9).

Com esses resultados é possível associar os teores de metais pesados encontrados nos sistemas de preparo do solo PC e PD pela atividade fim dessas áreas. A legislação brasileira que regulamenta os teores limitantes de metais pesados como contaminantes nos insumos agrícolas (fertilizantes, corretivos e agrotóxicos) (BRASIL, 1980, 2004; MAPA, 2013, 2016, 2018) delimita o valor máximo permitido, porém o uso continuado, intensivo e ausência de normas para fiscalização, a fim de prevenir a contaminação do

solo, água e alimentos pelo uso continuado, é falha ou inexistente na cadeia produtiva agropecuária.

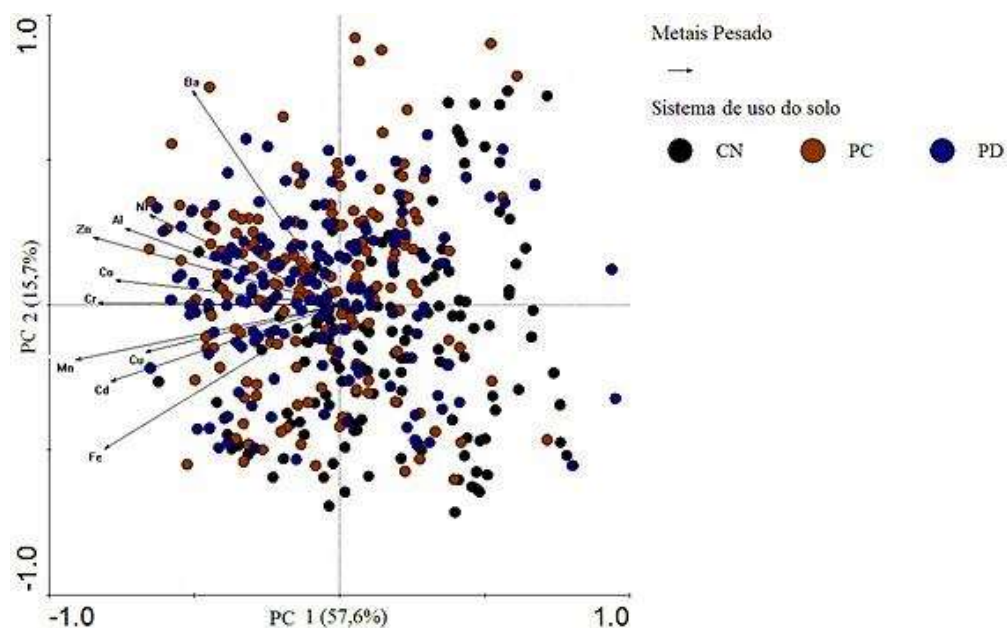


Figura 7. Padrão de separação dos sistemas de preparo de uso do solo (PC, PD) e Cerrado nativo (CN) em 10 áreas do Oeste da Bahia em função dos metais pesados (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe), pela análise de componentes principais (PCA).

4.6 Teores de metais pesados no perfil do solo

Na Tabela 10 são apresentados os teores médios de metais pesados, o desvio padrão nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm nas 10 áreas do oeste da Bahia.

Tabela 10. Média dos teores de metais pesados em 10 áreas do oeste da Bahia, em duas profundidades (cm).

Metais	Profundidade			
	0-10 cm		10-20 cm	
Ba (mg kg ⁻¹)	9,53	±7,11	7,27	±5,13
Cd (mg kg ⁻¹)	1,19	±1,29	1,05	±0,93
Co (mg kg ⁻¹)	1,25	±0,49	1,24	±0,48
Cr (mg kg ⁻¹)	44,03	±14,51	43,95	±13,91
Cu (mg kg ⁻¹)	29,06	±11,72	27,48	±10,64
Ni (mg kg ⁻¹)	1,90	±1,17	2,06	±1,56
Zn (mg kg ⁻¹)	16,91	±9,09	13,91	±6,22
Mn (mg kg ⁻¹)	63,56	±29,74	57,30	±28,39
Al (g kg ⁻¹)	49,38	±16,75	50,69	±16,64
Fe (g kg ⁻¹)	24,65	±11,02	24,62	±11,09

±: desvio padrão

Os dados na Tabela 10 mostram que a maior variação entre os metais pesados foi para o Ba. A variação foi de $9,53 \pm 7,11 \text{ mgkg}^{-1}$ (0-10 cm); $7,27 \pm 5,13 \text{ mgkg}^{-1}$ (10-20 cm). A menor variação foi observada para o Co: $1,25 \pm 0,49$ (0-10 cm) $10-20 \text{ cm) mg kg}^{-1}$; $1,24 \pm 0,48 \text{ mg kg}^{-1}$ (10-20 cm).

Na Figura 8 são apresentados os teores de metais pesados em relação a duas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm em 10 áreas do Oeste da Bahia. Os metais pesados Fe, Al, Co e Cr não foram diferentes significativamente entre as profundidades de 0-10,0 e 10-20 cm; Zn, Mn e Cu apresentaram maiores teores na profundidade de 0-10 cm; Ba, Cd e Ni foram maiores na profundidade de 10-20 cm.

Os dados de correlação apresentados na Tabela 5 indicam uma forte interação química entre esses elementos, podendo inclusive interferir na mobilidade dos elementos no perfil. Assim pode-se inferir que houve uma menor mobilidade entre as profundidades para os elementos Co, Cr, Cu e Zn em função dos teores de Fe, Al e Mn.

Segundo Axe e Trivedi (2002) os óxidos e hidróxidos de Al, Fe e Mn são minerais que possuem uma elevada superfície específica, microporos e diferentes sítios de adsorção, o que lhes confere uma significativa ação na mobilidade, distribuição e atenuação dos metais.

O Co pode ser retido em minerais, como ilmenita e magnetita. No entanto, predominantemente tanto o Co^{2+} quanto o Mn^{2+} são retidos no solo em associação com silicatos, colóides orgânicos e principalmente em óxidos de Mn (ALLOWAY, 2013).

A imobilidade do Cu normalmente é relacionada à formação de complexos organometálicos estáveis e de baixa solubilidade, complexação com substâncias orgânicas e de ligação a frações não trocáveis do solo (WILLIAMS et al., 1980; TAYLOR et al., 1995; MATOS et al. 1996).

Estes resultados foram comprovados por Lange et al. (2016) que testou experimentalmente a influência do fornecimento de óxidos de Fe e Mn e MOS na mobilidade de Cu e Co em solo e verificou que MOS diminuiu a mobilidade de Cu e aumentou mobilidade Co. Para Amery et al. (2008) tanto a quantidade como a qualidade (aromaticidade) da matéria orgânica dissolvida controlam a mobilidade do Cu no solo.

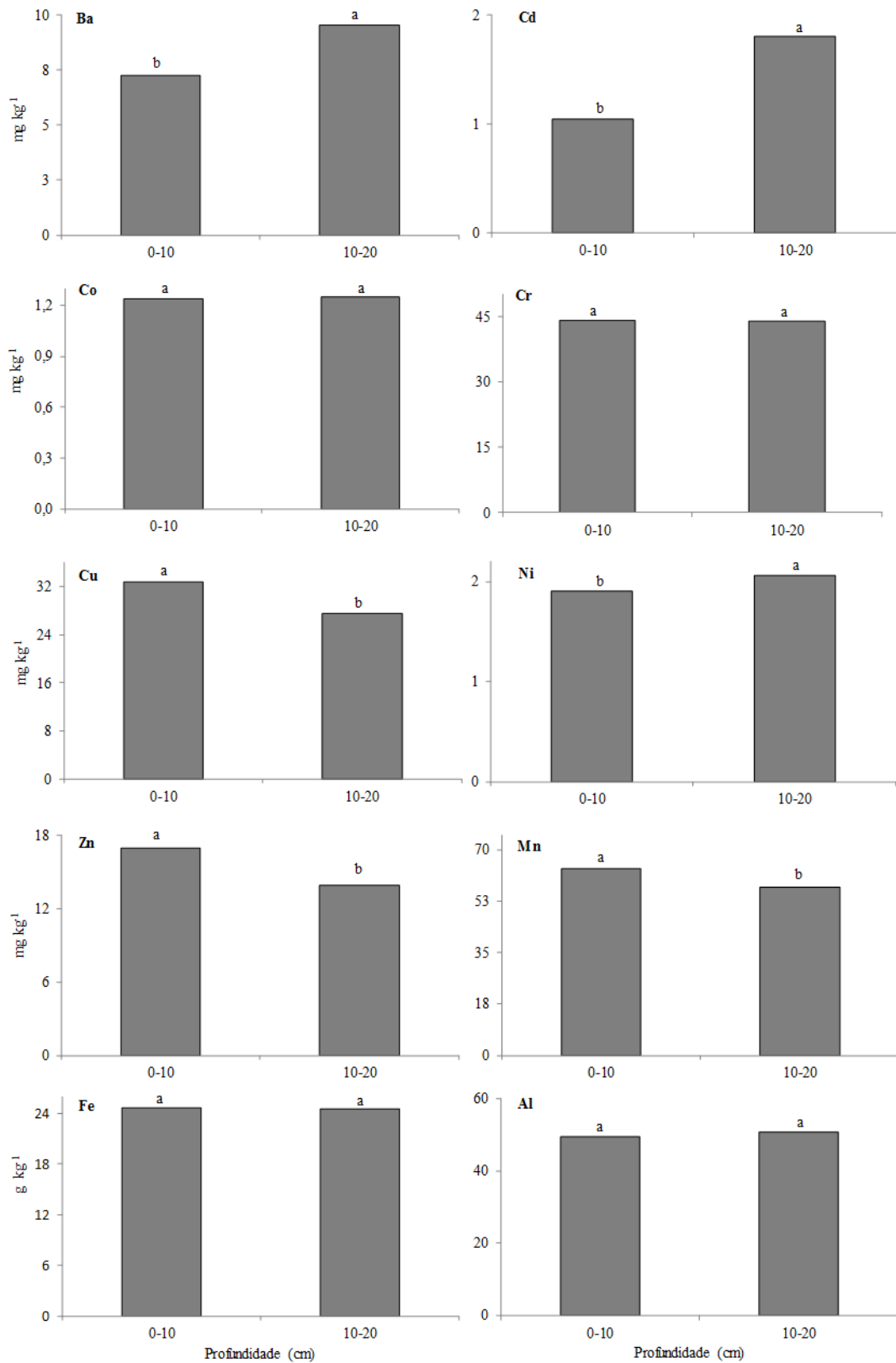


Figura 8. Teores de metais pesados do solo, em duas profundidades (0,0-10,0 10,0-20,0 cm). As letras diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre as profundidades do solo pelo teste de Tukey a 5% de significância.

O Zn tem sua mobilidade afetada em condições de pouca ou nenhuma acidez e na presença de MOS (WILLIAMS et al., 1987). Oliveira et al. (2001) aplicou doses crescente de lodo de esgoto por períodos sucessivos de safra e verificou que os teores de Zn no solo foram maiores na camada de 0,2 m, em relação às camadas subsequentes; no entanto houve um acréscimo dos teores desse elemento nas camadas inferiores, em relação à testemunha, demonstrando que em condições de pH mais ácido e na presença de MOS o Zn pode ficar mais disponível e tem sua mobilidade aumentada no perfil.

Os resultados dos teores de Ba, Cd e Ni sugerem que nas áreas em estudo esses elementos apresentaram uma maior mobilidade no perfil. Trabalhos utilizando a modelagem de especiação mostraram que a maioria do Cd está ligada a MOS com pH é menor que 6,5, enquanto os óxidos de Fe são adsorventes mais importantes quando o pH é maior que 6,5 (BUEKERS et al., 2008).

O Ni comporta-se de forma semelhante, em valores de pH abaixo de 6, enquanto em pH alcalino, Ni pode precipitar. Além disso, o Ni tem afinidade tanto por componentes da MOS quanto por óxidos e hidroxidos de Fe e Al o que torna sua concentração no solo baixa.

A mobilidade do Ba em solos é baixa, dependente de pH, e das propriedades do solo como CTC, teor de argila, CaCO_3 e MOS. O mesmo pode-se precipitar com a elevação do pH, na forma de BaCO_3 ; com anions SO_4^{2-} , Cl^- (SMITH et al., 1995) o que facilitaria sua lixiviação para corpos d'água. Os anions carbonato, sulfato e cloreto, são elementos comuns na solução do solo em áreas agrícolas onde são aplicados corretivos de acidez e fertilizantes para fornecimento de nutrientes. Isso explicaria um maior teor do Ba na camada de 10-20 cm de profundidade.

O PCA exhibe o padrão de separação dos pontos de coleta em duas profundidades (0,0-10, 10-20 cm), metais pesados (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe). A análise de componentes principais resultou em uma redução da dimensão inicial do conjunto de dados para dois componentes, o que explicou 76,7% da variação dos dados. (PC1: 57,6%; PC2: 15,7%). Os autovalores e porcentagens foram apresentados na Tabela 6.

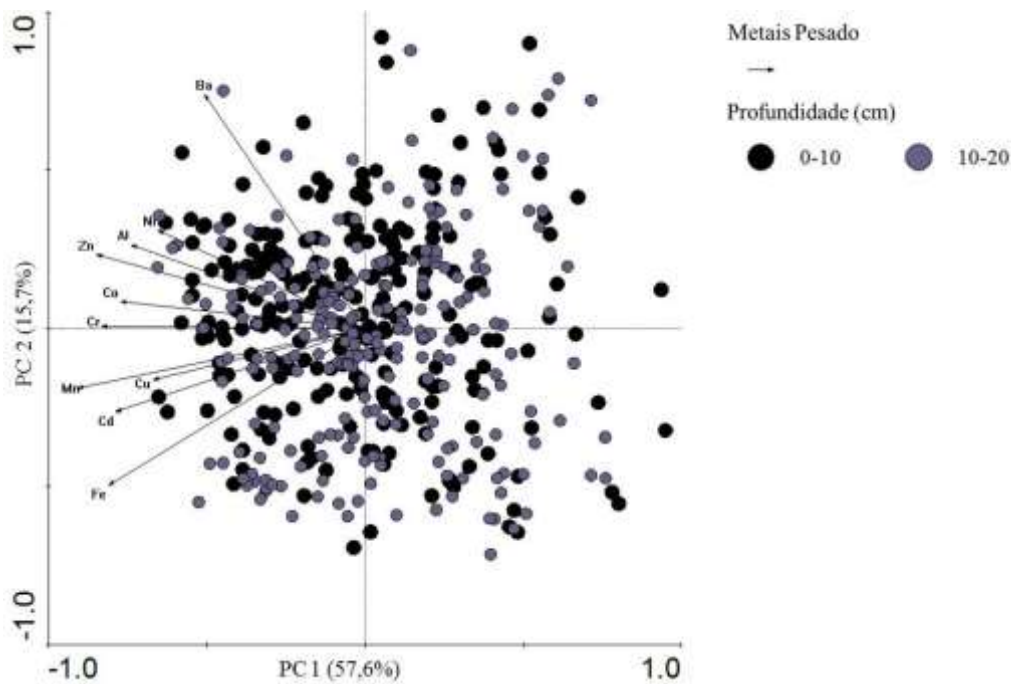


Figura 9. Padrão de separação das amostras de solo em duas profundidades (0-10, e 10-20 cm) em 10 áreas do Oeste da Bahia em função dos metais pesados (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe), pela análise de componentes principais (PCA).

As amostras de solo na profundidade de 0-10 cm ficaram associadas positivamente ao grupo de elementos Cr, Co, Zn, Al e Ni, e com menor intensidade com Ba, Cd, Cu, Mn e Fe. Nessa profundidade também houve pontos onde a associação foi negativa com os metais pesados (Figura 9). As amostras de solo na profundidade de 10-20 cm associaram positivamente para Fe, Cd, Cu, Mn, Cr, Co, Ni, Zn e Al, e com menos intensidade para Ba. Nessa profundidade também houve pontos onde a associação foi negativa com os metais pesados.

Os padrões de separação das amostras de solo em função dos metais pesados demonstram que a mobilidade dos metais pesados no perfil foi afetada por inúmeros fatores, aos quais incluem as características químicas e físicas do solo de cada área e também a influência de atividades agrícolas. Por exemplo, Oliveira et al., 2002 constatou que após dois anos de aplicação de lodo de esgoto para fornecimento de nutrientes ao solo, não se observaram acréscimos de Cr e Cu em profundidade, mas para o Zn as alterações químicas e físicas provocadas pelo lodo favoreceram a mobilidade no perfil do solo. A mobilidade dos metais pesados no perfil do solo depende de fatores químicos, físicos e características intrínsecas de cada elemento.

4.7 Teores naturais de metais pesados no Cerrado nativo

A Tabela 2 mostra o agrupamento das amostras do CN do Oeste da Bahia pelo método proposto por Munssel. A identificação das cores foi realizada com as amostras secas e úmidas, e por praticidade a ordenação foi feita em ordem alfabética utilizando-se as informações das amostras secas. Desta forma a classificação foi apresentada em 7 grupos: C1 Amarelo Avermelhado; C2 Bruno Amarelo; C3 Bruno Pálido; C4 Cinza Brunado Claro; C5 Cinzento; C6 Cinzento Brunado Claro e C7 Vermelho Amarelo (Tabela 10).

Na Tabela 11 são apresentados os resultados da análise de correlação entre atributos químicos e físicos do solo e os metais pesados das amostras de CN. As bases trocáveis apresentaram nenhuma ou pouca correlação com os metais pesados. O Ca^{2+} apresentou correlações desprezíveis para Co e Mn e não significativa para o restante dos metais, O Mg^{2+} apenas com o Ba e o K^{+} com Cr, Zn e Mn. Todas as correlações foram baixas.

Estes resultados ocorreram provavelmente porque os teores naturais destes elementos nas áreas de CN são naturalmente baixos. Solos do Cerrado apresentam baixa fertilidade, baixa capacidade de troca catiônica (CTC), acidez elevada, Al tóxico, alta capacidade de reter P, cargas variáveis dependentes de pH associadas, principalmente, a MO e predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al na fração argila (MIELNICZUK et al., 2003).

Isso também se repetiu para SB, t, T, V%, pH em água, areia grossa (AG), areia fina (AF) e silte. O carbono orgânico total (COT), Argila (Arg) e P (fósforo disponível) foram os atributos que melhor correlacionaram com os metais pesados nas amostras de solo, seguido dos demais atributos (H^{+} , Al^{3+} , H+Al). Os elementos Ba, Cd, Cu, Ni e Fe, respectivamente, apresentaram maior número de correlações não significativas com os atributos do solo.

Tabela 11. Correlação de Pearson para entre metais e atributos químicos e físico do solo de amostras do Cerrado nativo agrupados por cor.

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Mn	Al	Fe
COT	0,24**	0,22**	0,44**	0,28**	0,03 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,48**	0,42**	0,40**	0,23**
pH	0,33**	0,08 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,04 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	0,02 ^{ns}	-0,04 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,01 ^{ns}
P	0,02 ^{ns}	-0,25**	-0,20**	-0,19*	-0,22**	-0,11 ^{ns}	-0,29**	-0,21**	-0,12	0,22**
Ca ²⁺	-0,01 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	-0,18*	-0,13 ^{ns}	-0,07 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,19*	-0,14 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
Mg ²⁺	0,28**	-0,03 ^{ns}	0,13 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	-0,10 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	0,02 ^{ns}	-0,10 ^{ns}	0,05 ^{ns}	-0,09 ^{ns}
K ⁺	0,10 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,19*	0,04 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,18*	0,16*	0,11 ^{ns}	0,14 ^{ns}
Al ³⁺	0,05 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	0,23**	0,04 ^{ns}	0,16*	0,23**	0,20*	0,14 ^{ns}	0,31**	-0,02 ^{ns}
H ⁺	0,12 ^{ns}	0,01 ^{ns}	0,34**	0,09 ^{ns}	0,19*	0,16*	0,26**	0,25**	0,29**	0,10 ^{ns}
H+Al	0,11 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	0,33**	0,08 ^{ns}	0,19*	0,18*	0,26**	0,24**	0,31**	0,08 ^{ns}
SB	0,12 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,06 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	-0,08 ^{ns}	-0,10 ^{ns}	-0,06 ^{ns}	-0,14 ^{ns}	-0,07 ^{ns}	-0,13 ^{ns}
t	0,14 ^{ns}	-0,09 ^{ns}	0,04 ^{ns}	-0,10 ^{ns}	-0,02 ^{ns}	-0,02 ^{ns}	0,01 ^{ns}	-0,09 ^{ns}	0,06 ^{ns}	-0,14 ^{ns}
T	0,18*	-0,04 ^{ns}	0,31**	0,02 ^{ns}	0,15 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,22**	0,16*	0,28**	0,01 ^{ns}
V	0,13 ^{ns}	-0,02 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,13 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	-0,19*	-0,14 ^{ns}	-0,15 ^{ns}
AG	-0,21**	-0,04 ^{ns}	-0,23**	-0,20*	-0,04 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	-0,19*	-0,10 ^{ns}	-0,33**	-0,04 ^{ns}
AF	0,05 ^{ns}	-0,17*	-0,07 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	-0,11 ^{ns}	-0,21**	-0,05 ^{ns}	-0,16*
Silte	-0,09 ^{ns}	0,20*	0,17*	0,26**	0,19*	0,05 ^{ns}	0,16*	0,19*	0,14 ^{ns}	0,28**
Arg	0,30**	0,15 ^{ns}	0,34**	0,29**	0,04 ^{ns}	0,29**	0,32**	0,28**	0,48**	0,12 ^{ns}

**,*: a correlação é significativa no nível 0,01 e 0,05 respectivamente; AG: areia grossa; AF: areia fina; Arg: argila; Al³⁺: alumínio trocável; Ca²⁺: cálcio trocável; K⁺: potássio trocável; H: acidez ativa; H + Al: acidez potencial; Mg²⁺: magnésio trocável, pH solo; pH em água; Silte; t: complexo de troca catiônica efetiva; T: complexo de troca catiônica a pH7,0; V: índice de saturação de bases; COT: carbono orgânico total do solo; P: fósforo disponível extraído com o extrator Melich-1

A literatura mostra que a correlação de metais pesados com atributos químicos e físicos do solo depende de vários fatores. Por exemplo; os resultados apresentados por mostra que não houve correlação significativa entre os teores de metais pesados, pH em água, MOS e conteúdo de argila (COSTA et al., 2017) diferentemente ao encontrado neste trabalho; Biondi (2011) também não encontrou correlação significativa para teores de metais pesados e pH, mas as correlações foram significativas para MOS e teor de argila, resultados semelhantemente ao apresentado neste trabalho.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados de correlação entre os metais pesados. Apenas o Ba não apresentou correlação com Fe. Para os demais elementos houve correlações significativas. As maiores correlações (>0,70) ocorreram para os elementos Cr (com Cd, Zn, Mn, Al e Fe) Cd (Com Zn, Mn e Fe), Zn (com Co, Mn, Al e Fe) e Fe e Mn. O Ba foi o elemento com correlações significativas < 0,40.

Tabela 12- Matriz de correlação de Pearson para teores naturais de metais pesados em amostras de solo do Cerrado nativo (CN) do Oeste da Bahia agrupados por cor do solo.

Metais	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Mn	Al
Cd	0,25 ^{**}								
Co	0,51 ^{**}	0,57 ^{**}							
Cr	0,21 ^{**}	0,75 ^{**}	0,57 ^{**}						
Cu	0,09 [*]	0,41 ^{**}	0,34 ^{**}	0,61 ^{**}					
Ni	0,23 ^{**}	0,26 ^{**}	0,48 ^{**}	0,50 ^{**}	0,31 ^{**}				
Zn	0,39 ^{**}	0,78 ^{**}	0,70 ^{**}	0,84 ^{**}	0,46 ^{**}	0,39 ^{**}			
Mn	0,27 ^{**}	0,80 ^{**}	0,71 ^{**}	0,80 ^{**}	0,47 ^{**}	0,37 ^{**}	0,88 ^{**}		
Al	0,38 ^{**}	0,44 ^{**}	0,64 ^{**}	0,75 ^{**}	0,47 ^{**}	0,52 ^{**}	0,76 ^{**}	0,60 ^{**}	
Fe	0,14 ^{ns}	0,86 ^{**}	0,64 ^{**}	0,81 ^{**}	0,56 ^{**}	0,25 ^{**}	0,79 ^{**}	0,89 ^{**}	0,48 ^{**}

^{**} : a correlação é significativa no nível 0,01 e 0,05 respectivamente; ^{ns} : Não significativo. Médias realçadas indicam correlação alta (> 70).

Correlações altamente significativas (>70) foram observadas para o Fe com Cd (r= 0,86); Cr (r= 0,81), Zn (r= 0,79) e Mn (r=0,86) (Tabela 12 e Figuras 10 B, 10 E e 10 G). Isso também se repete para o Mn com os elementos Cd (r= 0,80); Co (r=0,71); Cr (r= 0,80) (Tabela 12, Figuras 10 A, 10 D e 10 F e também para o Cr, com Cd (r= 0,75) e Zn (r=0,84) (Tabela 12, Figura 10 C).

Os elementos Fe e Mn apresentaram alta correlação > 70 apenas para Ba, Cu, Ni e Co, sendo que para o Co, apenas o Fe teve correlação menor que < 70 (0,64). As altas correlações entre os metais (>70) (Tabela 12 Figura 10) mostram uma forte relação desses elementos com o material de origem.

Biondi (2011), em seu trabalho, comenta que Fe e Mn muitas vezes não são diretamente associados como metais pesados em legislações ambientais, apesar de possuírem importância como micronutrientes para plantas, mas também por serem elementos constituintes de rochas, sendo importantes para os estudos da geoquímica dos solos podendo inclusive associar a presença de outros metais.

Os óxidos de Fe e Mn apresentam semelhanças entre si para algumas propriedades químicas, incluindo redução de oxidação reversível, solubilidade e a presença de cargas elétricas dependentes de pH (CHAO; THEOBALD, 1976). Dessa forma, fica evidente a atuação desses elementos na dinâmica de outros metais no solo, juntamente com outros fatores químicos e físicos.

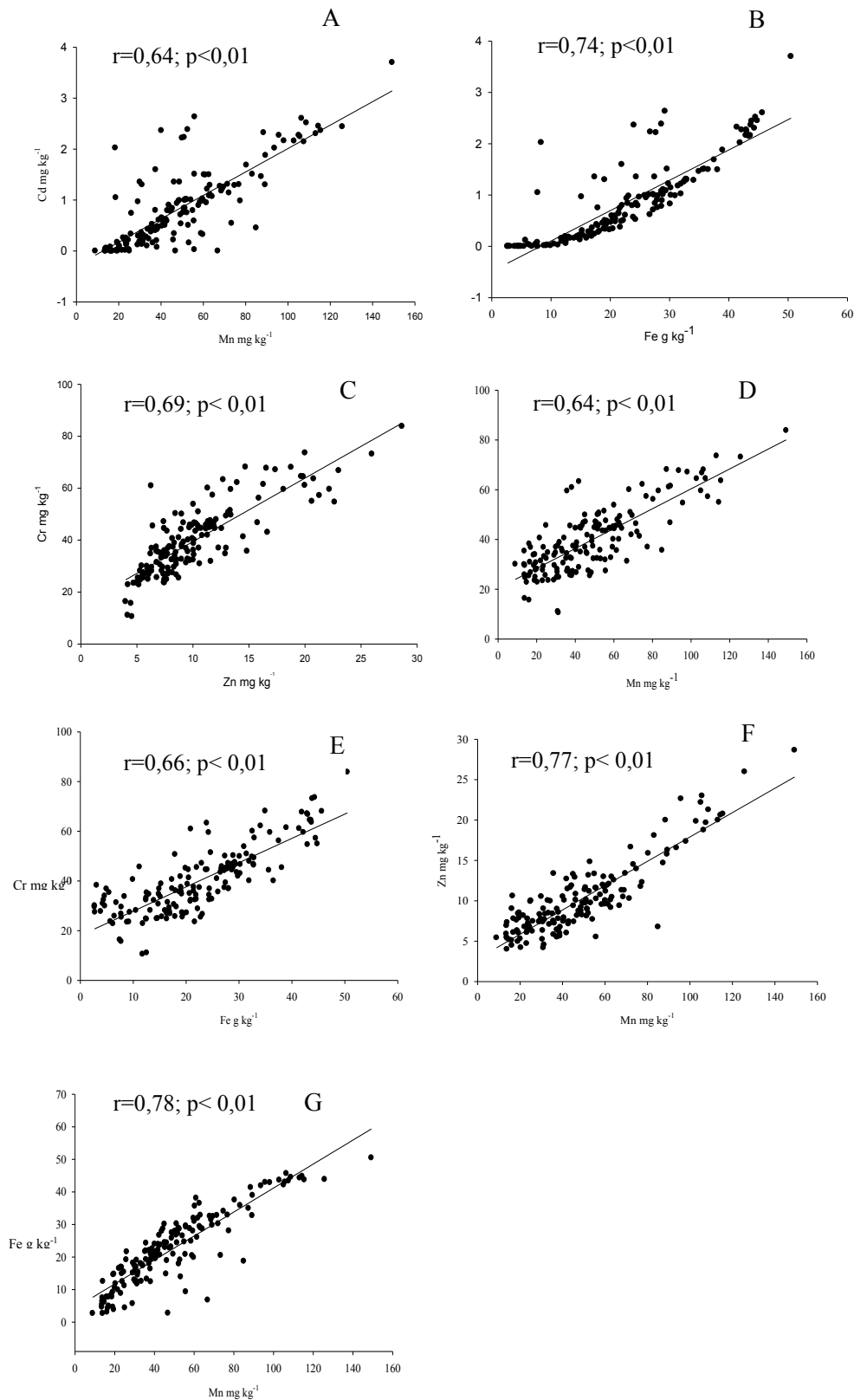


Figura 10. Gráficos de correlação de Pearson ($p > 0,01$) para os elementos Cd e Mn (A); Cd e Fe (B); Cr e Zn (C); Cr e Mn (D); Cr e Fe (E), Zn e Mn (F) e Fe Mn (G).

Na Tabela 13 são apresentados os teores médios de metais separados para cada agrupamento de cor e Tabela 14 os teores médios de metais pesados.

Pode-se verificar que os teores naturais de metais pesados das amostras de solo agrupadas por cor apresentaram valores baixos, comparados com os de outros estados (Tabela 13). Os teores de Ba foram menores em relação a todos os estados. Os Teores de Cd foram superiores aos demais exceto para o estado do Paraná (PR); Co, Ni e Zn foram superiores apenas aos valores do estado do Piauí (PI). Os valores de Cu foram inferiores as médias dos estados do Rio Grande do Sul (RS) e Minas Gerais (MG), sendo que o primeiro utilizou o percentil 90. A maioria dos estados não produz VRQs para os elementos Mn, Al e Fe (Tabela 13). Apenas o estado do Pi, Ceará (CE) e MG produziram valores, dos quais Mn foi superior aos encontrados no CN ; o Al superior ao resultado do CE e os teores de Fe foram menores que os apresentados para o estado do PI(Tabela 13).

A variabilidade de resultados reflete a necessidade da produção de VRQs cada vez mais localizados, considerando-se não apenas o material de origem do solo, mas também as particularidades de cada região sejam econômicas, industriais, agrícolas e ou urbanas, uma vez que toda atividade antrópica tem potencial de adicionar metais ao solo.

Tabela 13. Comparação dos VRQs (Valores de Referência de qualidade) de alguns estados brasileiros com amostras do CN do oeste da Bahia.

Estado	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Zn	Mn	Al	Fe
	-----mg kg ⁻¹ -----								-----g kg ⁻¹ -----	
PI	15,0	0,07	0,30	22,14	2,37	1,54	2,89	-	-	118,0
CE	45,9	<0,69	7,14	31,21	15,27	13,0	50,9	231	23,9	23,0
ES	-	<0,13	10,21	54,13	5,91	9,17	29,87	-	-	-
PR*	111,42	1,02	<0,17	48,79	17,89	17,82	52,47	-	-	-
MT e RO	-	<0,05	15,18	47,91	18,2	8,6	22,4	-	-	-
RN	58,91	0,10	15,41	30,94	13,7	19,84	23,85	-	-	-
RS	-	0,59	75,0	90,0	47,0	-	120	-	-	-
MG**	267,64	0,40	28,09	197,26	83,38	53,48	37,42	345,8	-	-
CN ⁽¹⁾	5,75	0,84	1,12	40,01	27,42	1,72	10,21	48,88	45,13	22,36

VRQs em percentil 75 para todos estados, exceto RS que utilizou percentil 90.†; os resultados se referem às áreas do litoral do Paraná. **; VRQ para Latossolos do estado de MG; ⁽¹⁾: médias dos teores referente às amostras do CN agrupadas por cor do solo. (SENA, 2011; MOREIRA, 2014, PAYE, 2010; BUSCHIE, 2013; SANTOS, 2011; PRESTON, 2014).

Tabela 14. Teores naturais de metais pesados nos grupos com base na cor de solo do Cerrado nativo (CN) do Oeste da Bahia.

Metais	C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7	
Ba (mg kg ⁻¹)	3,55	±1,62	6,13	±3,43	6,58	±1,36	4,64	±2,51	4,20	±2,51	6,45	±2,51	6,12	±1,90
Cd (mg kg ⁻¹)	0,62	±0,41	1,11	±0,84	0,41	±0,45	0,89	±0,77	0,65	±0,57	1,25	±0,25	0,41	±0,44
Co (mg kg ⁻¹)	0,96	±0,27	1,22	±0,53	1,00	±0,26	0,96	±0,25	1,01	±0,46	1,39	±9,45	1,01	±0,28
Cr (mg kg ⁻¹)	38,26	±9,54	42,91	±15,67	35,03	±9,04	38,05	±9,45	26,07	±11,49	48,42	±10,88	35,76	±8,02
Cu (mg kg ⁻¹)	35,34	±10,64	25,92	±11,57	17,45	±10,88	31,56	±10,88	15,37	±6,51	27,78	±8,19	18,15	±4,25
Ni (mg kg ⁻¹)	1,33	±1,01	1,65	±1,19	1,59	±0,92	1,47	±0,90	0,61	±0,74	2,86	±2,96	1,55	±0,95
Zn (mg kg ⁻¹)	9,47	±1,99	11,53	±5,64	8,74	±2,17	9,31	±2,35	6,78	±2,58	13,32	±6,25	8,06	±2,32
Mn (mg kg ⁻¹)	41,76	±13,21	58,10	±30,83	39,77	±19,12	36,50	±14,03	40,44	±11,03	67,24	±32,24	39,37	±21,63
Al (g kg ⁻¹)	42,86	±15,44	46,15	±30,83	44,15	±13,42	41,67	±13,88	23,03	±8,86	51,92	±15,87	45,65	±11,97
Fe (g kg ⁻¹)	23,58	±6,51	25,38	±11,34	15,67	±9,37	21,47	±8,40	19,84	±6,57	29,72	±12,90	15,82	±9,25

±: desvio padrão

Na Tabela 14 e Figura 11 são apresentados os resultados de metais pesados para os grupos de cores do solo. O grupo de solo C6, Amarelo avermelhado (10YR 6/2) (Tabela 10), com 24 amostras de solo do total (15%), apresentam teores médios significativos (Figura 11) para a maioria dos metais pesados. Para Ba $6,45 \pm 2,51 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido dos grupos C2, C3, e C7. Para o Cd $1,25 \pm 0,25 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido das amostras C2, C4. Para o Co, com variação de $1,39 \pm 9,45 \text{ mg kg}^{-1}$; para Cr com variação de $48,42 \pm 10,88 \text{ mg kg}^{-1}$; foi igualmente significativa a amostra C1, Amarelo avermelhado, (5YR 6/6) (Tabela 10), para o teor de Cu com valor médio de $35,34 \pm 10,64 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido das amostras C2 e C4. Foi superior para o Ni e Al com valor médio $2,86 \pm 2,96$ e $51,92 \pm 15,87 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente, sendo significativamente superior apenas a amostra C5. Também foi significativamente superior para o Zn $13,32 \pm 6,25 \text{ mg kg}^{-1}$; para o Mn os valores foram $67,24 \pm 32,24 \text{ mg kg}^{-1}$ sendo significativamente iguais aos grupos C2 e C4. Os teores de Fe foram significativamente superiores aos grupos C3 e C7 apresentando variação entre $29,72 \pm 12,90 \text{ mg kg}^{-1}$.

O grupo de solos C5 (Tabela 10), Cinzento (10 YR 5/1), com apenas 5 amostras (3,12%) apresentou os menores teores médios para os metais pesados (Figura 11). Para Ba $4,20 \pm 2,51$, Cd $0,65 \pm 0,57 \text{ mg kg}^{-1}$, Co $1,01 \pm 0,46 \text{ mg kg}^{-1}$, Cr $26,07 \pm 11,49 \text{ mg kg}^{-1}$, Cu $15,37 \pm 6,51 \text{ mg kg}^{-1}$, Ni $0,6 \pm 0,74 \text{ mg kg}^{-1}$, Zn $6,78 \pm 2,58 \text{ mg kg}^{-1}$, Mn $40,44 \pm 11,03$, Al $23,03 \pm 8,86 \text{ mg kg}^{-1}$ e Fe $19,84 \pm 6,57 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 14 e Figura 11) neste último não foi estatisticamente diferente da amostra C6.

Os resultados sugerem que as diferenças encontradas nos teores naturais de metais pesados entre os grupos de solo classificados por cor, estão associadas a esta característica, pois possuem relação direta com material de origem e com processos ambientais de caráter químico, físico e biológico. A MOS e os óxidos de ferro são os principais agentes responsáveis pela cor dos solos. Estes dois componentes apresentam relação direta com a dinâmica dos metais pesados no solo (ALLOWAY, 2013).

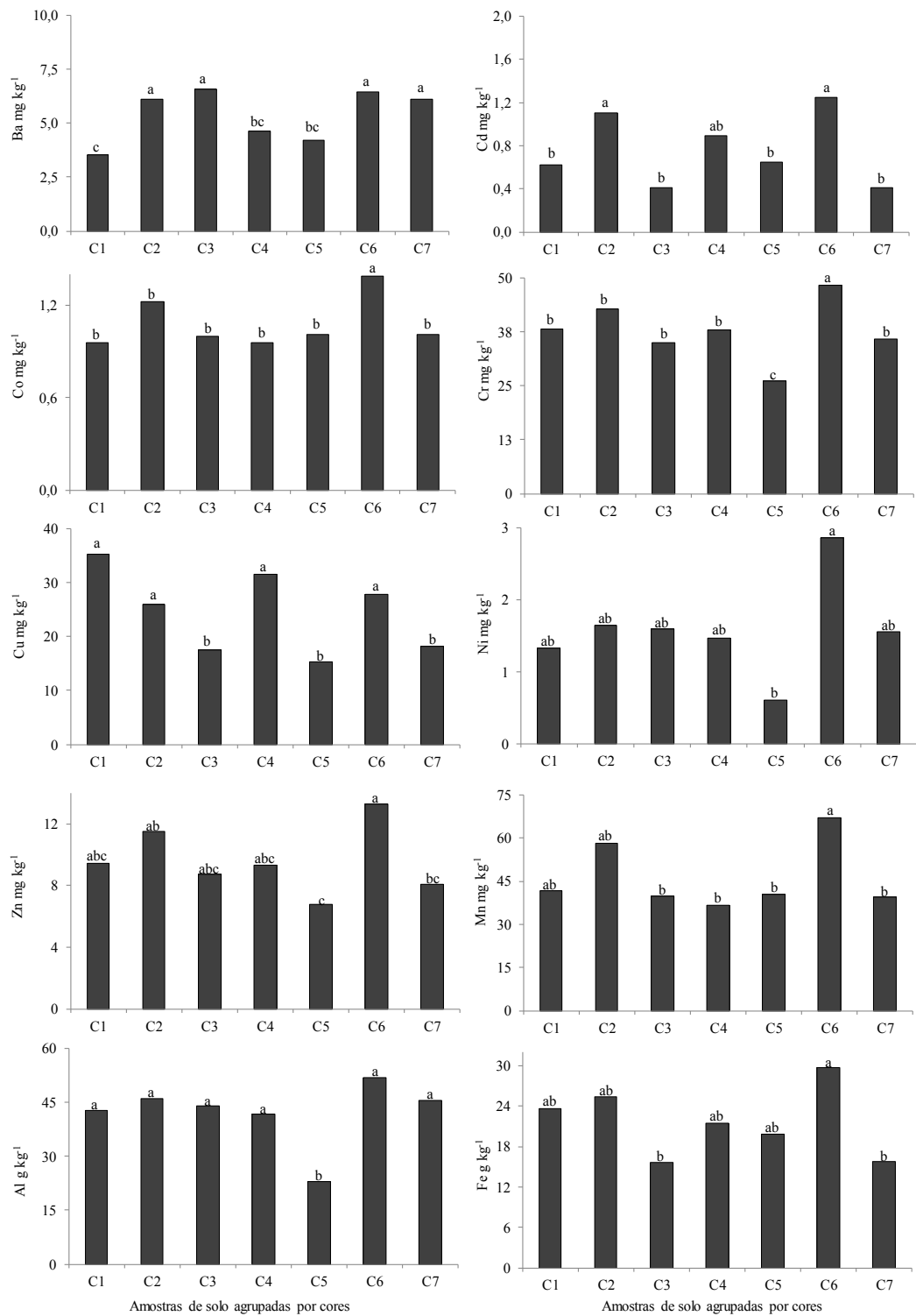


Figura 11. Teores de metais pesados em amostras de solo do Cerrado nativo no Oeste da Bahia. As letras diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os agrupamentos de solo por cor, pelo teste t de student a 5% de significância.

De acordo com Schwertmann (1993), os óxidos de ferro são úteis como indicadores de campo de ambientes pedogênicos pois incluem vários minerais, esses minerais possuem cores diferentes, sendo o tipo de mineral formado é influenciado pelo ambiente. Os solos contendo hematita (geralmente com goethita associada) têm principalmente matizes entre 5YR e 10R, enquanto os solos contendo goethita sem hematita possuem matizes entre 7,5YR e 2,5Y (SCHWERTMANN, 1993). Neste trabalho não foram encontradas amostras com as matizes 7,5YR e 2,5Y, apenas as matizes 5YR e 10YR (Tabela 10).

Pode-se, então, associar as diferenças nos teores de metais pesados entre os solos agrupados por cor e por presença dos óxidos de Fe. O grupo de solos classificado como C5, Cinzento (10 YR 5/1) apresentou os menores teores médios de Fe (Tabela 14 Figura 11) e também aos menores teores de metais pesados. Isto também foi observado na análise de PCA (Figura 12).

Com base nos resultados obtidos pela técnica análise de componentes principais, (PCA) (Figura 12), os autovalores e porcentagens da variância explicada por cada PC (componente principal) estão apresentados na Tabela 15. Os dois primeiros PCs foram responsáveis por 77,8 % da variação total sobre os teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Mn, Al e Fe em 7 grupos de amostra de solos classificadas por cor em que PC1 foi responsável por 58,9% e o segundo, PC2, por 18,9 % das variações dos dados.

Tabela 15. Autovalores e porcentagem acumulada para cada componente principal (PC).

Componente principal	Autovalor	Porcentagem acumulada
PC1	0,589	58,9
PC2	0,189	77,8
PC3	0,091	86,9
PC4	0,047	91,6

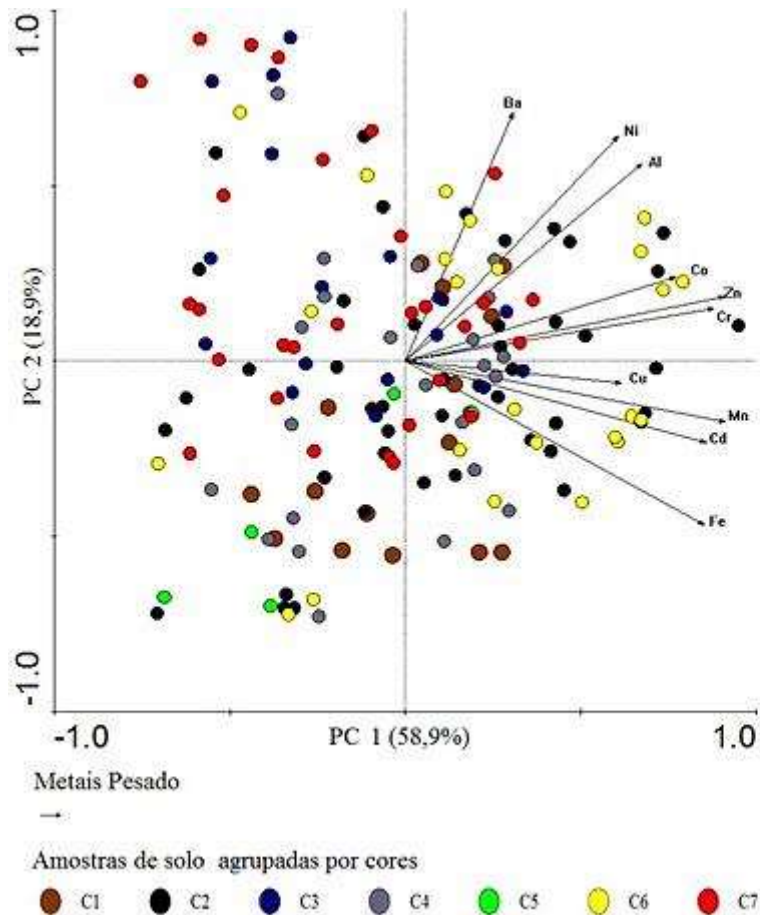


Figura 12. Teores de metais pesados em amostras de solo do Cerrado do Oeste da Bahia. As letras diferentes sobre as barras indicam diferença significativa entre os agrupamentos de solo por cor, pelo teste t de student a 5% de significância.

A análise de PCA (Figura 13) mostra a formação de 5 grupos; grupo 1: Fe; grupo 2: Cd, Mn e Cu; grupo 3: Cr, Zn e Co; grupo 4: Al e Ni e grupo 5 formado pelo Ba.

Assim como na análise de PCA anterior (Figuras 4), o Ba se mostrou menos associado aos metais pesados, e isso também foi confirmado pelas análises de correlação (Tabela 6).

O padrão de associação aos metais pesados mostrou que os grupos de amostras C6 e C2 estão positivamente associados aos metais pesados, com algumas amostras se distanciando dos grupos de metais pesados. O grupo C5 (Figura 12) é o grupo de amostras de solos associado negativamente aos metais pesados.

Estes resultados também são confirmados pela análise de agrupamento (Figura 13), a qual separou as amostras de solo em dois grupos: o grupo 1 formado pelas amostras C6 e C2 e grupo 2, com 3 subgrupos: 1 formado pelas amostras C1 e C4; o 2 formado pela amostra C5 e 3, formado pelas amostras C3 e C7.

Os resultados mostram que os teores de metais pesados variaram entre as amostras de solo classificadas por cores, refletindo a influência do material de origem e sua associação direta aos teores de óxido de Fe.

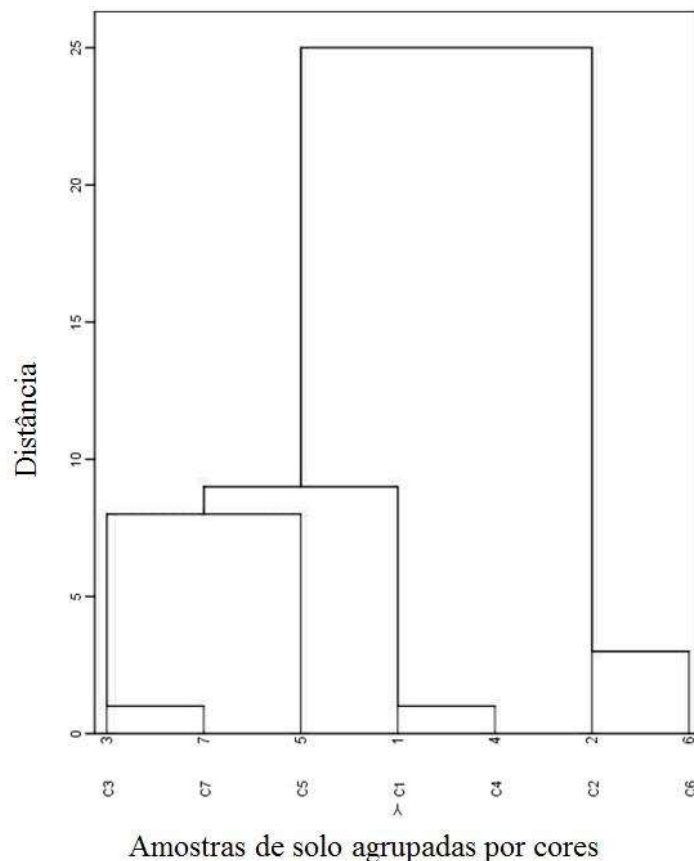


Figura 13. Dendrograma de classificação em função dos teores de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Al, e Fe para amostras de solo do Cerrado nativo do Oeste da Bahia separadas por cor.

CONCLUSÕES

As áreas A5 (Panambi) e A6 (Coaceral) apresentaram os maiores teores de metais pesados nas amostras de solo;

As áreas agrícolas na região Oeste da Bahia, contribuem para elevar os teores de Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Zn no solo, em relação ao Cerrado nativo;

Os teores naturais de metais pesados encontrados na área de Cerrado nativo seguiram a sequência: $Cd > Co > Ni > Ba > Zn > Cr > Mn > Fe > Al$;

Os teores de Fe e Mn afetaram a concentração e mobilidade dos (metais ou demais metais pesados) encontrados;

A separação das amostras de solo por cor permite a diferenciação de grupos em função do teor de metais pesados;

O risco de contaminação do solo na região Oeste da Bahia é baixo quando comparado a valores de referência de qualidade (VRQs) de outros estados. Nesse sentido ressalta-se a necessidade de criação de VRQs localizados para o Oeste da Bahia para um adequado acompanhamento dos riscos de contaminação do solo da região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos de poluição do solo por metais pesados tem ganhado atenção no Brasil nos últimos anos desde a publicação da resolução do CONAMA Nº 420/ 2009. Esperava-se que com essa resolução todos os estados da federação produzissem valores de referência de qualidade para metais pesados. A regionalização dos VRQs é importante, pois leva em consideração características de formação de diferentes classes de solos em áreas preservadas.

No entanto, ainda não é suficiente para prevenir a contaminação de solos pois, as vias de contaminação são diversas, crescentes e não são realizados trabalhos preventivos.

No Brasil alguns metais apresentam limites máximos superiores ao permitido em outros países ou substancias conhecidamente tóxicas com uso liberado em diversos insumos agropecuários. Além disso, não existe exigência para análise periódica do solo, água, insumos, produtos agropecuários, contaminação em animais ou pessoas. Dessa forma não há como saber antecipadamente os caminhos que levam a inúmeros problemas ambientais causados por contaminação por atividades antrópicas.

Uma forma de amenizar os problemas de contaminação por metais pesados seria a produção de VRQs de forma mais restrita e localizada, considerando-se, por exemplo, a bacia hidrográfica, todas as classes de solo, uso e ocupação do solo, intensidade do trafico de veículos e número de habitantes.

A produção de VRQs, sozinha, não será capaz de minimizar os impactos futuros por contaminação no solo, água e ar. O controle preventivo deve ser realizado de forma sistemática em toda cadeia produtiva (industrial e agrícola), e o mais importante, a divulgação e educação sobre os perigosos efeitos de metais pesados no ambiente.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO DE AGRICULTORES IRRIGANTES DA BAHIA. **Anuário da Região Oeste da Bahia 2016/2017**. Barreiras: Gazeta, 2018. Disponível em: <http://aiba.org.br/wp-content/uploads/2018/06/anuario-16-17.pdf> Acesso em: 15 Jan. 2019.
- ABREU, A.C.; LOPES, A.S.; SANTOS, G.C.G. Micronutrientes. *In*: NOVAIS, R. F. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 645-736.
- ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, T. C.; CANTON, G. C.; CONCEIÇÃO, J. M.; EUTRÓPIO, F. J.; RAMOS, A. C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza online**, Campinas, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.
- ALI, A.; GUO, D.; ZHANG, Y.; SUN, X.; JIANG, S.; GUO, Z.; ZHANG, Z. Using bamboo biochar with compost for the stabilization and phytotoxicity reduction of heavy metals in mine-contaminated soils of China. **Scientific Reports**, London, v. 7, n. 1, p. 2690, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03045-9>
- ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>
- ALLOWAY, B.J. Sources of heavy metals and metalloids in soils. *In*: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. Springer, Dordrecht: 2013. p. 11-50. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. **Chemosphere**, Oxford, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- ALSBOU, E. M. E.; AL-KHASHMAN, O. A. Heavy metal concentrations in roadside soil and street dust from Petra region, Jordan. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 190, n. 1, p. 48, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6409-1>
- ALSHAWABKEH, A. N. Electrokinetic soil remediation: challenges and opportunities. **Separation Science and Technology**, London, v. 44, n. 10, p. 2171-2187, 2009. <https://doi.org/10.1080/01496390902976681>
- ALTHAUS, D. **Teores naturais e efeitos da adição de metais pesados em solos do estado do Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- AMERY, F.; DEGRYSE, F.; CHEYNS, K.; DE TROYER, I.; MERTENS, J.; MERCKX, R.; SMOLDERS, E. The UV-absorbance of dissolved organic matter predicts the fivefold variation in its affinity for mobilizing Cu in an agricultural soil

horizon. **European Journal of Soil Science**, Bedfordshire, v. 59, n. 6, p. 1087-1095, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01078.x>

ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B do. Influência das propriedades físicas e químicas de solos intemperizados na adsorção de chumbo cobre e zinco. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 1, p. 167-180, 2000.

ATAFAR, Z., MESDAGHINIA, A., NOURI, J., HOMAEE, M., YUNESIAN, M., AHMADIMOGHADDAM, M., & MAHVI, A. H. Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 160, n. 1-4, p. 83, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0659-x>

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY-ATDSR. **Toxicological profile for barium and barium compounds**. Georgia, 2007. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.pdf> Acesso em : 20 jan. 2019.

AXE, L.; TRIVEDI, P. Intraparticle surface diffusion of metal contaminants and their attenuation in microporous Al, Fe, and Mn oxides. **Journal Colloid Interface Science**, Uppsala, v. 247, n. 2, p. 259-265, 2002. <https://doi.org/10.1006/jcis.2001.8125>

AYDINALP, C.; MARINOVA, S. Distribution and Forms of Heavy Metals in Some Agricultural Soils. **Polish Journal of Environmental Studies**, Olszty, v. 12, n. 5, 2003.

BAKKAUS, E.; COLLINS, R. N.; MOREL, J. L.; GOUGET, B. Potential phytoavailability of anthropogenic cobalt in soils as measured by isotope dilution techniques. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 406, n. 1-2, p. 108-115, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.042>

BARRIE, L. A. V.; LINDBERG, S. E.; CHAN, W. H.; ROSS, H. B.; ARIMOTO, R.; CHURCH, T. M. On the concentration of trace metals in precipitation. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 21, n. 5, p. 1133-1135.1967. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90240-X](https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90240-X)

BARTLETT, R.J. Manganese redox reactions and organic interactions in soils. In: GRAHAM, R.D.; RANNAM, R.J.; UREN, N. C. (ed.). Manganese in soil and plant. **Developments in Plant and Soil Sciences**, Dordrecht, v. 33, p. 59-73, 1988. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2817-6_5

BASTA, N. T.; RYAN, J. A.; CHANEY, R. L. Trace element chemistry in residual-treated soil. **Journal of environmental quality**, Madison v. 34, n. 1, p. 49-63, 2005. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0049dup>

BAUN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. **Waste management & research**, London, v. 22, n. 1, p. 3-23, 2004. <https://doi.org/10.1177/0734242X04042146>

BERGLUND, M.; AKESSON, A.; NERMELL, B.; VAHTER, M. Intestinal absorption of dietary cadmium in women depends on body iron stores and fiber intake. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 102, n. 12, p. 1058, 1994. <https://doi.org/10.2307/3431993>

BERTON, R. S.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS. 20, 1992, Petrolina. **Anais [...]**. Piracicaba: SBCS, 1992. p. 299-313.

- BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Tecnologia & Inovação Agropecuária**, Campinas, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (ed.). **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jáguaçu: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 17-24.
- BIGALKE, M.; ULRICH, A.; REHMUS, A.; KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environmental Pollution**, Barking, v. 221, p. 85-93, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.035>
- BIONDI, C. M. Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Pernambuco. Recife, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500036>
- BJUHR, J. **Trace metals in soils irrigated with waste water in a periurban area downstream Hanoi City, Vietnam**. 2007. Disponível em: https://stud.epsilon.slu.se/11698/1/bjuhr_j_171123.pdf Acesso em: 19 jan. 2019.
- BODEK, I.; LYMAN, W. J.; REEHL, W. F.; ROSENBLATT, D. H. (ed.). **Environmental inorganic chemistry: properties, processes, and estimation methods**. New York: Pergamon Press, 1988.
- BOLT, G. H.; BOODT, M. F.; HAYES, M. H.; MCBRIDE, M. B.; STROOPER, E. B. A. (ed.). **Interactions at the Soil Colloid: Soil Solution Interface**. Springer Science & Business Media, New York, 2013.
- BORGES, E. F.; SANO, E. Séries temporais de Evi do Modis para o mapeamento de uso e cobertura vegetal do Oeste da Bahia. **Boletim de Ciências Geodésicas**. Curitiba, v. 20, n. 3, p. 526-547, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1982-21702014000200030>
- BORGES, K. M. **Avaliação da susceptibilidade erosiva da bacia do rio Carinhanha (MG/BA) por meio da EUPS: equação universal de perda de solos**. Dissertação (Mestrado) - Curso de pós graduação em Geografia, Universidade de Brasília, Brasília DF, 2009.
- BRANCA, M.; DESSI, A.; KOZLOWSKI, H.; MICERA, G.; SWIATEK, J. Reduction of chromate ions by glutathione tripeptide in the presence of sugar ligands. **Journal of Inorganic Biochemistry**, New York, v. 39, n. 3, p. 217-226, 1990. [https://doi.org/10.1016/0162-0134\(90\)84005-A](https://doi.org/10.1016/0162-0134(90)84005-A)
- BRASIL. **Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004**. Regulamenta a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/decreto-4954-2004-com-alteracoes-do-dec-8384-2014-planalto.pdf> Acesso em : 03 Jan. 2019.
- BRASIL. **Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980**. Regulamenta a Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura. Disponível em: [67](http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-</p>
</div>
<div data-bbox=)

agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/lei-6894-de-16-12-80-alterada-pela-lei-12890-2013.pdf Acesso em : 03 Jan. 2019

BUEKERS, J. **Fixation of cadmium, copper, nickel and zinc in soil: kinetics, mechanisms and its effect on metal bioavailability.** Thesis (PhD) - Department of Microbial and Molecular Systems, Katholieke Universiteit Leuven, Flanders, Belgium, 2007.

BUSCHLE, B. **Valores de referência de qualidade para elementos-traço em solos da planície litorânea do Estado do Paraná.** Dissertação (Programa de Pós graduação em ciência do solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

CAMPOS, P.G.C. Cadmium: a priority pollutant. **Environmental Chemistry**, Collingwood, v. 3, n. 6, p. 387-388, 2007. <https://doi.org/10.1071/EN06075>

CAMPOS, M. C. C. metais pesados Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais Soil attributes and risk of leaching of heavy metals in tropical soils. **Ambiência**, Guarapava, v. 6, n. 3, p. 547-565, 2011.

CAMPOS, D. V. B.; TEIXEIRA, P. C.; PÉREZ, D. V.; SALDANHA, M. F. C. Acidez potencial do solo. *In*: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G.(ed). **Manual de métodos de análise de solo.** 3. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2017. 573p.

CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L.; LEMOS, M.; LEMOS, M. M. B. **Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo.** 1. ed. Local: Editora, 2001. 73 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO-CETESB. **Valores de referência de qualidade para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo.** Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf> Acesso em : 03 Jan. 2019.

CHANDRA, P.; SINHA, S.; RAI, U. N. Bioremediation of chromium from water and soil by vascular aquatic plants. *In*: KRUGER, L.E.; ANDERSON, A. T.; COATS, R. J. (Eds.). **Phytoremediation of soil and water contaminants.** Washington: ACS Publications, 1997. p. 274-282. <https://doi.org/10.1021/bk-1997-0664.ch020>

CHANEY, R. L.; OLIVER, D. P. Sources, potential adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants. *In*: NAIDU, R.; KOOKANA, R. S.; OLIVER, D. P.; ROGERS, S.; MCLAUGHLIN, M. J. (ed.). **Contaminants and the soil environment in the Australasia-Pacific region.** Dordrecht: Springer, 1996. p. 323-359. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1626-5_11

CHAO, T. T.; THEOBALD, P. K. The significance of secondary iron and manganese oxides in geochemical exploration. **Economic Geology**, Tysons, v. 71, n. 8, p. 1560-1569, 1976. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.71.8.1560>

CHAUDHRY, F. M.; WALLACE, A.; MUELLER, R. T. Barium toxicity in plants. **Communications in soil science and plant analysis**, Philadelphia, v. 8, n. 9, p. 795-797, 1977. <https://doi.org/10.1080/00103627709366776>

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **A indústria do aço**. 2017. Disponível em : https://bucket-gw-cni-static-cms-si.s3.amazonaws.com/media/filer_public/04/a2/04a2a7ac-4a9f-4505-84a5-f4c54242ead7/aco_brasil.pdf. Acesso em 15 jan. 2019.

COPAM . Conselho Estadual. **Deliberação Normativa nº 166, de 29 de junho de 2011**. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH, n. 2. Disponível em : <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=18414> Acesso em : 10 fev.2019.

CORDEIRO, M. C.; GARCIA, G. D.; ROCHA, A. M.; TSCHOEKE, D. A.; CAMPEÃO, M. E.; APPOLINARIO, L. R.; REZENDE, C. E. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 654, p. 1209-1217, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112>

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.;MORAES, M. H. Alteração de atributos físicos em Latossolo com aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33 , n.2 , p. 263-272, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000200004>

COSTA, R. D. S, NETO, P. P.; CAMPOS, M. C. C.; DO NASCIMENTO, W. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, L. S.; DA CUNHA, J. M. Natural contents of heavy metals in soils of the southern Amazonas state, Brazil. **Semina Ciências Agrárias**, Londrina, v. 38, n. 6, p. 3499-3513, 2017. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n6p3499>

CUNNINGHAM, S. D.; OW, W. D. Promises and prospects of phytoremediation. **Plant physiology**, Lancaster, v.110, n. 3, p. 715, 1996. <https://doi.org/10.1104/pp.110.3.715>

DALTON DE SOUZA J.; KOSIN M., MELO R.C.; SANTOS R. A.; TEIXEIRA L. R.; SAMPAIO A. R.; GUIMARÃES J. T.; VIEIRA, B. R.; BORGES, V. P.; MARTINS, A. A. M.; ARCANJO, J. B.; LOUREIRO, H. S. C.; ANGELIM, L. A. A. **Mapa geológico do Estado da Bahia** – Escala 1:1.000.000. Salvador: CPRM, 2003. Versão 1.1. Programas Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo e Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil (PLGB). Convênio de Cooperação e Apoio Técnico-Científico CBPM/CPRM

D'AMORE, J. J.; AL-ABED, S. R.; SCHECKEL, K. G.; RYAN, J. A. Methods for speciation of metals in soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, n. 5, p. 1707-1745, 2005. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0014>

DECHEN, A. R; NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F; ALVAREZ, V. V. H; BARROS, N. F; FONTES, R. L. F; CANTARUTTI, R. B; NEVES, J. C. L. (ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Ed. UFV, 2007. p. 92-132.

DEFARGE, N.; VENDÔMOIS, J. S. ; SÉRALINI, G. E. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. **Toxicology Reports**, [S.I.], v. 5, p. 156-163, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.025>

DERMONT , G.; BERGERON, M.; MERCIER, G.; RICHER-LAFLÈCHE, M. Soil washing for metal removal: a review of physical/chemical technologies and field

applications. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v.152, n.1, p.1-31, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.043>

DEVOLDER, P. S.; BROWN, S. L.; HESTERBERG, D.; PANDYA, K. Metal bioavailability and speciation in a wetland tailings repository amended with biosolids compost, wood ash, and sulfate. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, n. 3, p. 851-864, 2003. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.0851>

DIONIZIO, E. A.; COSTA, M. H. Influence of Land Use and Land Cover on Hydraulic and Physical Soil Properties at the Cerrado Agricultural Frontier. **Agriculture**, Basel, v. 9, n. 1, p. 24, 2019. <https://doi.org/10.3390/agriculture9010024>

DIXIT, R.; MALAVIYA, D.; PANDIYAN, K.; SINGH, U.; SAHU, A.; SHUKLA, R.; PAUL, D. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes, **Sustainability**, Basel, v.7, n.2, p. 2189-2212, 2015. <https://doi.org/10.3390/su7022189>

SANTOS, C. A. P.; SANO, E. E.; SANTOS, P. S. Fronteira agrícola e a dinâmica de uso e ocupação do solo no oeste da Bahia. **Acta Geográfica**, Boa Vista, v. 12, n. 28, p. 17-32, 2018.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEDIA, J.A.; ARAUJO FILHO, J.C.; OLIVERIA, J.B.; CUNHA, T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: EMBRAPA Solos, 2018.

DUBREUIL, V.; FANTE, K. P.; PLANCHON, O.; NETO, J. L. S. A. Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Revista Franco-brasileira de Geografia**, Paris, n. 37, 2018. <https://doi.org/10.4000/confins.15738>

DUDKA, S.; PONCE-HERNANDEZ, R.; HUTCHINSON, T. C. Current level of total element concentrations in the surface layer of Sudbury's soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 162, n. 2-3, p. 161-171, 1995.

DUFFUS, J. H. Heavy metals a meaningless term? (IUPAC Technical Report). **Pure and applied chemistry**, Zurich, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>

ELIAS, R.; HIRAO, Y.; PATTERSON, C. Impact of present levels of aerosol Pb concentrations on both natural ecosystems and humans. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT, 1975. p. 257-271.

ERCILLA-MONTSERRAT, M.; MUÑOZ, P.; MONTERO, J. I.; GABARRELL, X.; RIERADEVALL, J. A study on air quality and heavy metals content of urban food produced in a Mediterranean city (Barcelona), **Journal of Cleaner Production**, Madison, v.195, p. 385-395, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.183>

ERIKSSON, J.; ANDERSSON, A.; ANDERSSON, R. The state of Swedish farmlands. Swedish Environmental Protection Agency, Report, v. 4778, 1997.

ERTANI, A.; MIETTO, A.; BORIN, M.; NARDI, S. Chromium in agricultural soils and crops: a review. **Water, Air, & Soil Pollution**, London, v. 228, n. 5, p. 190, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3356-y>

FADIGAS, F. D. S.; AMARAL SOBRINHO, N. D.; MAZUR, N.; ANJOS, L. D.; FREIXO, A. A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 699-705, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300024>

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Manual de Procedimentos Analíticos para determinação de VRQ de elementos-traço em solos do estado de Minas Gerais. 2013.

FIGUEROA, A.; CAMESELLE, C.; GOUVEIA, S.; HANSEN, H. K. Electrokinetic treatment of an agricultural soil contaminated with heavy metals. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, Monticello, v. 51, n. 9, p. 691-700, 2016. <https://doi.org/10.1080/10934529.2016.1170425>

FLATEN, T. P.; ALFREY, A. C.; BIRCHALL, J. D.; SAVORY, J.; YOKEL, R. A. Status and future concerns of clinical and environmental aluminum toxicology. **Journal of Toxicology and Environmental Health Part A**, Moticello, v. 48, n. 6, p. 527-542, 1996. <https://doi.org/10.1080/009841096161050>

FEDERAL REMEDIATION TECHNOLOGIES ROUNDTABLE. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.0., Washington, DC, 2012. Disponível em: <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a439505.pdf> Acesso em : 16 jan. 2019.

GILKES, R. J.; MCKENZIE, R. M. Geochemistry and mineralogy of manganese in soils. In : GRAHAM, R. D.; HANNAM, R. J.; UREN, N. C. (ed.). **Manganese in soils and plants**. Dordrecht: Springer, p. 23-35, 1988. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/284638157_Geochemistry_and_Mineralogy_of_Manganese_in_Soils. Acesso em: 31 Jan. 2019. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2817-6_3

GIMENO-GARCÍA, E.; ANDREU, V.; BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. **Environmental Pollution**, Barking, v. 92, n. 1, p. 19-25, 1996. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00090-9](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00090-9)

GOLDSCHMIDT, Victor Moritz. **Geochemistry**. Oxford: Oxford University Press, 1958.

GOMES, L. C.; CHIPARI-GOMES, A. R.; MIRANDA, T. O.; PEREIRA, T. M., MERÇON, J.; DAVEL, V. C.; RAMOS, J. P. L. Genotoxicity effects on *Geophagus brasiliensis* fish exposed to Doce River water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 79, n.4, p. 659-654, 2018. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.188086>

GONÇALVES JR, A. C.; NACKE, H.; SCHWANTES, D.; COELHO, G. F. Heavy metal contamination in brazilian agricultural soils due to application of fertilizers. In: Environmental risk assessment of soil contamination. In : HERNANDEZ-SORIANO, C. M. **Environmental risk assessment of Soil Contamination**, London : Intech Open, 2014. p. 105-135. <https://doi.org/10.5772/57268>

GREANEY, Karen Marie. **An assessment of heavy metal contamination in the marine sediments of Las Perlas Archipelago, Gulf of Panama**. Edinburgh: School of Life Sciences Heriot-Watt University, 2005. Disponível em: https://scholar.google.com.br/scholar?cluster=10398722727366531308&hl=ptBR&as_sdt=0,5 Acesso em: 31 Jan. 2019.

HELMISAARI, H. S.; SALEMAA, M.; DEROME, J.; KIIKKILÄ, O.; UHLIG, C.; NIEMINEN, T. M. Remediation of heavy metal–contaminated forest soil using recycled organic matter and native woody plants, **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, n. 4, p. 1145-1153, 2007. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0319>

HODSON, M., E. Heavy metals geochemical bogey men?. **Environmental Pollution**, Barking, v. 129, n. 3, p. 341-343, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.003>

HSU, P. H. Aluminum oxides and oxyhydroxides. In DIXON, J.B.; WEED, S.B. **Minerals in soil environments**. 2. ed. Madison : Soil Science Society of America, 1989. p. 331-378.

HUANG, S. W.; JIN, J. Y. Status of heavy metals in agricultural soils as affected by different patterns of land use. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 139, n. 1-3, p. 317, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9838-4>

HUTCHINSON, T. C.; WHITBY, L. M. Heavy-metal pollution in the Sudbury mining and smelting region of Canada, I. Soil and vegetation contamination by nickel, copper, and other metals. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 1, n. 2, p. 123-132, 1974. <https://doi.org/10.1017/S0376892900004240>

IBM Corporation. Released 2011. **IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0**. Armonk, NY: IBM Corporation.

JAMES, B. R.; BARTLETT, R. J. Mobility and bioavailability of chromium in soil. *In*: NRIAGU, J. O.; NIEBOER, E. (ed.). **Chromium in natural and human environments**. New York: Wiley, 1988 p. 265–305.

JENNE, E. A.; BERNHARD, M.; KESTER, D. R.; FÖRSTNER, U.; WOLF, W. R.; WOOD, J. M.; TOBSCHALL, H. J. (ed.). **The Importance of Chemical Speciation in Environmental Processes**. Springer: Berlin, 1984. p. 763.

JONES, L. H. P.; JARVIS, S. C. The fate of heavy metals. *In*: GREEN, D. J., HAES, M. H. B. (ed.). **The chemistry of soil processes**. JohnWiley & Sons: New York, 1981. p. 593.

KAASALAINEN, M.; YLI-HALLA, M. Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils. **Environmental Pollution**, Barking, v. 126, n. 2, p. 225–233, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00191-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00191-X)

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Metals in Soils and Plants**. Boca Raton: CRC Press, 2001. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>

KELLER, C.; HAMMER, D.; KAYSER, A.; RICHNER, W.; BRODBECK, M.; SENNHAUSER, M. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 249, n. 1, p. 67-81, 2003. <https://doi.org/10.1023/A:1022590609042>

- KHAN, F. I.; HUSAIN, T.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. **Journal of Environmental Management**, London, v. 71, n. 2, p. 95-122, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.02.003>
- KHAN, S.; CAO, Q.; ZHENG, Y. M.; HUANG, Y. Z.; ZHU, Y. G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China, **Environmental Pollution**, Barking, v. 152, n. 3, p. 686–692, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>
- KHASIM, D. I.; KUMAR, NV. N.; HUSSAIN, R. C. Environmental contamination of chromium in agricultural and animal products near a chromate industry, **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 43, n. 5, p. 742-746, 1989. <https://doi.org/10.1007/BF01701997>
- KOMÁREK, M.; ČADKOVÁ, E.; CHRASTNÝ, V.; BORDAS, F.; BOLLINGER, J. C. Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects, **Environment International**, Elmsford, v. 36, n. 1, p. 138-151, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>
- KRAUSKOPF, K.B. Geochemistry of micronutrients. In: MORTVEDT, J.J.; GIORDANO, P.M.; LINDSAY, W.L., (ed.). Micronutrients in agriculture, **Soil Science of America**, Madison, p. 7-40, 1972.
- KUO, S.; HEILMAN, P. E.; BAKER, A. S. Distribution and forms of copper, zinc, cadmium, iron, and manganese in soils near a copper smelter, **Soil Science**, Dordrecht, v. 135, n. 2, p. 101–109, 1983. <https://doi.org/10.1097/00010694-198302000-00004>
- LAGAS, P.; LOCH, J. P. G.; BOM, C. M.; GERRINGA, L. J. A. The behavior of barium in a landfill and the underlying soil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 22, n. 2, p. 121-129, 1984. <https://doi.org/10.1007/BF00163093>
- LAMBERT, D. H.; WEIDENSAUL, T. C. Element uptake by mycorrhizal soybean from sewage-sludge-treated soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 55, n. 2, p. 393-398, 1991. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020017x>
- LANGE, B., POURRET, O., MEERTS, P., JITARU, P., CANCÈS, B., GRISON, C., & FAUCON, M. P. Copper and cobalt mobility in soil and accumulation in a metallophyte as influenced by experimental manipulation of soil chemical factors. **Chemosphere**, Oxford, v. 146, p. 75-84, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.105>
- LAPPIN, A. G.; MCAULEY, A. The redox chemistry of nickel. **Advances in Inorganic Chemistry**. Weinheim: Wiley, v. 19, n. 52, p. 241-295, 1988. [https://doi.org/10.1016/S0898-8838\(08\)60233-0](https://doi.org/10.1016/S0898-8838(08)60233-0)
- LARCHER, Walter; PICCIONI, Marcello. **Ecofisiologia Vegetal**. São Paulo: Edagricole, 1993.
- LASAT, M. M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. **Journal of Hazardous Substance Research**, Kansas, v. 2, n. 1, p. 5, 1999. <https://doi.org/10.4148/1090-7025.1015>
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, Amsterdam : Elsevier Science, 1998.

LEVY, D. B.; BARBARICK, K. A.; SIEMER, E. G.; SOMMERS, L. E. Distribution and partitioning of trace metals in contaminated soils near Leadville, Colorado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, . v. 21, n. 2, p. 185-195, 1992. <https://doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100020006x>

LIU, L.; LI, W.; SONG, W.; GUO, M. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 633, p. 206-219, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>

LLUGANY, M.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELÓ, J. Assessment of barium toxicity in bush beans. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 39, n. 4, p. 440-444, 2000. <https://doi.org/10.1007/s002440010125>

LOMBI, E.; RZABEK M. H. GE. Determination of mobile heavy metal fraction in soil: results of a pot experiment with sewage sludge. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 29, n. 17-18, p. 2545–2556, 1998. <https://doi.org/10.1080/00103629809370133>

LOREDO, J.; ÁLVAREZ, R.; ORDÓÑEZ, A.; BROS, T. Mineralogy and geochemistry of the Texeo Cu–Co mine site (NW Spain): screening tools for environmental assessment. **Environmental Geology**, Berlín, v. 55, n. 6, p. 1299-1310, 2008. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1078-y>

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

MANAHAN, S.E. **Toxicological Chemistry and Biochemistry**. London: CRC Press, 2003. Disponível em: http://gtu.ge/AgroLib/Toxicological_Chemistry_and_Biochemistry__Third_Edition.pdf Acesso em : 20 Jan. 2019. <https://doi.org/10.1201/9781420032123>

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução normativa nº 39, de 8 de agosto de 2018**. Art. 1º Ficam estabelecidas as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, registro de produto, autorizações, embalagem, rotulagem, documentos fiscais, propaganda e tolerâncias dos fertilizantes minerais destinados à agricultura, na forma desta Instrução Normativa e seus Anexos I a V. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-39-2018-fert-minerais-versao-publicada-dou-10-8-2018.pdf> Acesso em: 03 Jan. 2019.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução normativa nº 5, de 10 de março de 2016**. Ficam estabelecidas as regras sobre definições, classificação, especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem, rotulagem e propaganda dos remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-5-de-10-3-16-remineralizadores-e-substratos-para-plantas.pdf>. Acesso em: 03 Jan. 2019.

MARTÍN, J. A. R.; ARIAS, M. L.; CORBÍ, J. M. G. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations. **Environmental pollution**, Barking, v. 144, n. 3, p. 1001-1012, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.045>

MARTINEZ, C. E.; MOTTO, H. L. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. **Environmental pollution**, Barking, v. 107, n. 1, p. 153-158, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00111-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00111-6)

MARQUES, J. J., SCHULZE, D. G., CURI, N., MERTZMAN, S. A. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, Amesterdan, v. 121, n. 1-2, p. 31-43, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.10.003>

MATOS, A.T.; FONTES, M.P.F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.2 0, p.379-386, 1996.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MCBRIDE, M., B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400010002x>

MCBRIDE, Murray B. **Environmental chemistry of Soils**. Oxford, 1994. Disponível em: https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/35536696/Enviromental_soil.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1549924935&Signature=dIOZfSX2IC2u%2F9ESNPg%2Fd2M8WyM%3D&response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DEnviromental_soil.pdf Acesso em: 10 Fev. 2019.

McGRATH, S.P. Long-term studies of metal transfers following application of sewage sludge. *In*: COUGHTREY, P.J.; MARTINS, M.H. UNSWORTH, M.H. (ed.). **Pollutant transport and fate in ecosystems**. Penicuik, 1987

McKENZIE, R. M. Manganese oxides and hydroxides. *In* : DIXON, J. B.; WEED, S. B. (ed.). Minerals in soil environments, **Soil Science Society of America**. Madison: Digital library, 1989. p. 439–465.

MCLAREN, R. G.; CLUCAS, L. M.; TAYLOR, M. D. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 3. Distribution of residual metals. **Soil Research**, Calyton, v. 43, n. 2, p. 159-170, 2005. <https://doi.org/10.1071/SR04109>

MCLAUGHLIN, M. J.; HAMON, R. E.; MCLAREN, R. G.; SPEIR, T. W.; ROGERS, S. L. A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloïd contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. **Soil Research**, Clayton, v. 38, n. 6, p. 1037-1086, 2000. <https://doi.org/10.1071/SR99128>

MEHMOOD, T.; CHAUDHRY, M. M.; TUFAIL, M.; IRFAN, N. Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. **Microchemical Journal**, New York, v. 91, n. 1, p. 94-99, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2008.08.009>

MENCH, M.; BES, C. Assessment of ecotoxicity of topsoils from a wood treatment site. **Pedosphere**, Beijing, v. 19, n. 2, p. 143-155, 2009. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60104-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60104-1)

- MENZIE, C. A.; SOUTHWORTH, B.; STEPHENSON, G.; FEISTHAUER, N. The importance of understanding the chemical form of a metal in the environment: the case of barium sulfate (barite). **Human and Ecological Risk Assessment**, Amherst, v. 14, n. 5, p. 974-991, 2008. <https://doi.org/10.1080/10807030802387622>
- MERLINO, L. C. S. **Disponibilidade de bário para plantas de sorgo cultivadas em solo contaminado com o elemento**. Tese (Doutorado em produção Vegetal)- Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.
- MERTENS, J.; SMOLDERS, E. Zinc. *In*: Alloway B. (ed.) **Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution**, Barking, v. 22, P. 465-493, 2013. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_17
- MEUSER, H. **Soil remediation and rehabilitation: treatment of contaminated and disturbed land**. New York: Springer, 2012. p. 406. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5751-6_4
- MINARI, G. D.; ROSALEN, D. L.; DA CRUZ, M. C. P.; DE MELO, W. J.; ALVES, L. M. C.; SARAN, L. M. Agricultural management of an Oxisol affects accumulation of heavy metals. **Chemosphere**, Oxford, v. 185, p. 344-350, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.008>
- MIRLEAN, N., ROISENBERG, A., CHIES, J. O. Metal contamination of vineyard soils in wet subtropics (southern Brazil). **Environmental Pollution**, Barking, v. 149, n. 1, p. 10-17, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.024>
- MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. NICKEL. Nickel. *In*: MOORE, J. W.; RAMAMOORTHY, S. NICKEL (ed.). **Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment**. Switzerland: Springer, 2012. p.161-181. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5210-8_8
- MOREIRA, C. C. L. **Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos de mangue do Estado do Ceará: subsídios para gestão da zona costeira**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
- MORTVEDT, J. J. Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. *In*: RODRIGUEZ-BARRUECO, C. (ed.). **Fertilizers and Environment. Developments in Plant and Soil Sciences**, Springer, v. 66, p.5-11, 1996. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1586-2_2
- MOURA, J. E. V. N. N.; MAZUR, B. D. A. S. N. Sistemas de preparo de solo e acúmulo de metais pesados no solo e na cultura do pimentão (*Capsicum Annum* L.). **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 1, p.113-119.2006. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782006000100017>
- MUNSELL COLOR. **Munsell soil color charts**. Baltimore: Macbeth Division of Kollmorgen Corporation, 1975.
- NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.;SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, Basel, v. 8, n. 3, p. 199-216, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>

NEW JERSEY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. Technical Guidance on the Capping of Sites Undergoing Remediation. New Jersey: Department of Environmental Protection, 2014. Disponível em: https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/srra/capping_remediation_sites.pdf Acesso em : 15 Jan. 2019.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Final Covers for Hazardous Waste . Surface Impoundments, Columbus : Waste Piles, and Landfills., 2000. Disponível em : <https://www.epa.gov/> Acesso em : 15 Jan. 2019.

OLEXSEY, R.A.; PARKER, R.A. Current and future in situ treatment techniques for the remediation of hazardous substances in soil, sediments, and groundwater. *In*: TWARDOWSKA, I., ALLEN, H.E., HÄGGBLOM, M.M., STEFANIAK, S. (ed.). Soil and Water Pollution Monitoring, **Protection and Remediation**, Dordrecht: Springer, 2006. v. 69. p. 211–219. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4728-2_14

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000400024>

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; JUNIOR, C. Movimentação de metais pesados em Latossolo adubado com composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 12, p. 1787-1793, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002001200016>

OLIVEIRA, M.T.G.; ROLIM, S.B.A.; MELLO-FARIAS, P.C.; MENEGUZZI, A.; LUCTKMEIRER, C. Industrial Pollution of Environmental Compartments in the Sinos River Valley, RS, Brazil: Geochemical–Biogeochemical Characterization and Remote Sensing. **Water Air Soil Pollution**, Amsterdam, v. 192, n. 1-4, p. 183–198, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9645-8>

PANQUESTOR, E. K.; CARVALHO, J. O. A.; RAMOS, V. M., GUIMARÃES, R. F., MARTINS, E. S. Aplicação de indicadores quantitativos na definição de unidades de paisagem e uso da terra na bacia do rio Corrente–BA. *In*: ENCONTRO NACIONAL DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE. 2. ,2004. **Anais [...]**. Indaiatuba: ANPPAS, 2004. p. 1-16.

PAYE, H.S.; MELLO, J.W.V.; ABRAHÃO, W.A.P.; FERNANDES, F. E.I.; DIAS, L.C.P.; CASTRO, M.L.O.; MELO, S.B.; FRANÇA, M.M. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa , v. 34, p.2041-2051, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000600028>

PAZ-FERREIRO, J.; LU, H.; FU, S.; MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: a review. **Solid Earth**, Göttingen , v. 5, n. 1, p. 65-75, 2014. <https://doi.org/10.5194/se-5-65-2014>

PENG, W.; LI, X.; XIAO, S.; FAN, W. Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals. **Journal of Soils and Sediments**, Basel, v. 18, n. 4, p. 1701-1719, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1921-7>

- PEREIRA, H. S.; GAMA, A. J. M.; CAMARGO, M. S. D.; KORNDORFER, G. H. Reatividade de escórias silicatadas da indústria siderúrgica. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 2, p. 382-390, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542010000200016>
- PEREZ, D. V.; SALDANHA, M. D. C.; MENEGUELLI, N. D. A.; MOREIRA, J. C., VAITSMAN, D. S. **Geoquímica de Alguns solos Brasileiros**. Brasília: EMBRAPA-CNPS, 1997.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and Environmental Quality**. London: CRC Press, 2000.
- POLO, A.; ANDREAUX, F.; CERRI, C.C.; LOBO, M.C. Resíduos orgânicos da agroindústria canavieira: 2. Decomposição biológica sob condições controladas. **STAB, Açúcar, Alcool e Subprodutos**, Piracicaba, v. 6, n. 3, p. 53-56, 1988.
- PRADO, R. D. M.; FERNANDES, F. M. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do solo cultivado com cana-de-açúcar em vaso. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 57, n. 4, p. 739-744, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162000000400023>
- PRESTON, W.; ARAÚJO, N. C. W., MIRANDA, B. C.; SOUZA, J. V. S.; RAMOS, S. W.; ALVES F. H. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 3, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300035>
- RASTETTER, N.; GERHARDT, A. Toxic potential of different types of sewage sludge as fertiliser in agriculture: ecotoxicological effects on aquatic, sediment and soil indicator species. **Journal of Soils and Sediments**, Basel, v. 17, n. 1, p. 106-121, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1468-4>
- REEVES, A. L. Barium (toxicity). In: FRIBERG L.; NORDBERG, G. F.; VELIMIR, B. (ed.). **Handbook on the Toxicology of Metals**. Amsterdam: Elsevier Science, 1979. p. 321-328,
- REIMANN, C.; CARITAT, P. **Chemical elements in the environment: factsheets for the geochemist and environmental scientist**. Berlim: Business Media, 2012.
- REMACRE, Z. A. **Ferro**: geologia de lavras e tratamento de minérios. Disponível em : <https://ge902ferro.wordpress.com/impactos-ambientais-2/> Acesso em : 01 Fev. 2019.
- REIDY, C. P. D. J. **Estatística sem matemática para a Psicologia**: usando o SPSS para Windows. Artmed: Porto Alegre, 2006.
- SALUNKHE, P. B.; DHAKEPHALKAR, P. K.; PAKNIKAR, K. M. Bioremediation of hexavalent chromium in soil microcosms. **Biotechnology Letters**, Dordrecht, v. 20, n. 8, p. 749-751, 1998. <https://doi.org/10.1023/A:1005338820430>
- SANTOS, F. S.; AMARAL, S. N. M. B.; MAZUR, N. Conseqüências do manejo do solo na distribuição de metais pesados em um agrossistema com feijão-de-vagem (*Phaseolus vulgaris L.*). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 1, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000100020>
- SANTOS, S. N. **Valores de referência de metais pesados em solos de Mato Grosso e Rondônia**. Tese (Doutorado em solos e nutrição de plantas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SANTOS, S.N.; ALLEONI, L.R.F. Reference values for heavymetals in soils of the Brazilian agricultural frontier in South western Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v. 185, n. 7, p. 5737-5748, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2980-7>

SCHRAUZER, G. N. Cobalt. *In*: MERIAN, E.; ANKE, M.; IHNAT, M.; STOEPPLE, M. **Elements and Their Compounds in the Environment**: Occurrence, Analysis and Biological Relevance. New Jersey: Wiley, 2004. p. 825-839.

SCHWERTMANN, U. **Relations between iron oxides, soil color, and soil formation. Soil color**. Madison: SSSA, 1993. p. 51-69.

SCRAGG, A. H. **Environmental biotechnology**. New York: OXFORD university press, 2005. p. 455.

SENA, A. F. S. **Teores naturais e valores de referência de qualidade para metais pesados em solos da mesorregião sudoeste do Estado do Piauí**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2017.

SERRANO, A. F.; CASTILHOS, Z. C.; CESAR, R. G. Potencial tóxico de distintos compartimentos geomorfológicos impactados pelo rompimento da Barragem de Fundão em Mariana (MG). *In*: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E II JORNADA DE INICIAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO E INOVAÇÃO. 26., 2018, Rio de Janeiro . **Anais [...]**. Rio de Janeiro: CETEC/MCTIC , 2018. p. 5.

SHANKER, A. K.; CERVANTES, C.; LOZA-TAVERA, H.; AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. **Environmental International**, Amsterdam, v.31, n.5, p. 739–753, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003>

SHARMA, R. K.; AGRAWAL, M.; MARSHALL, F. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban áreas of Varanasi, India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 66, n .2, p. 258-266, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.11.007>

SHAW, C. A.; TOMLJENOVIC, L. Aluminum in the central nervous system (CNS): toxicity in humans and animals, vaccine adjuvants, and autoimmunity. **Immunologic Research**, Basel, v. 56, n. 2-3, p. 304-316, 2013.

SHIOWATANA, J.; MCLAREN, R. G.; CHANMEKHA, N.; SAMPHAO, A. Fractionation of arsenic in soil by a continuous-flow sequential extraction method. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, n. 6, p. 1940-1949, 2001. <https://doi.org/10.1007/s12026-013-8403-1>

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; FRANCO JÚNIOR, R.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; STUMPF, H. O. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, Diamantina, v. 5, n. 2, p. 44-53, 2017.

SILVA, J. J. **Matéria orgânica do solo nos sistemas de produção agrícolas e Cerrado do Oeste Baiano**. Tese (Doutorado em fitotecnia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

- SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 4, p. 793-806, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000400029>
- SJÖGREN, B.; IREGREN, A.; MONTELIUS, J.; YOKEL, R. A. Aluminum. In: Nordberg, G. F.; Fowler, B. A.; Nordberg, M.; Friberg, L. T. (ed.). **Handbook on the Toxicology of Metals**. Amsterdam: Elsevier, 2015. p. 549-564. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00026-3>
- SMITH, ALLAN H.; LINGAS, ELENA O.; RAHMAN, MAHFUZAR. Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 78, p. 1093-1103, 2000.
- SMITH, K. A. The comparative uptake and translocation by plants of calcium, strontium, barium and radium. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 34, n. 1, p. 369-379, 1971. <https://doi.org/10.1007/BF01372791>
- SMITH, L.A.; MEANS, J.L.; CHEN, B.; ALLEMAN, A. B.; CHAPMA, C.C.; TIXIER JR.; J.S. BRAUNING, S.E.; GAVASKAR, A.R.; ROYER, M.D. **Remedial Options for Metals Contaminated Sites**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 221.
- SMOLDERS, E. M. J. G.; LAMBREGTS, R. M.; MCLAUGHLIN, M. J.; TILLER, K. G. Effect of soil solution chloride on cadmium availability to Swiss chard. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, n. 2, p. 426-431, 1998. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020025x>
- SMOLDERS, E.; Brans, K.; Földi, A.; Merckx, R. Cadmium fixation in soils measured by isotopic dilution. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 1, p. 78-85, 1999. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300010013x>
- SOUSA, D. D.; Miranda, L. D.; Oliveira, S. D. Acidez do solo e sua correção. In NOVAIS, R. F. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052009000400031>
- SOUZA, L. C. de. **Teores naturais de Arsênio, Bário, Cádmiio e Níquel para solos do estado de Santa Catarina**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.
- SOUZA, V. G.; GABRIELLI, S. G. C.; APARECIDA, A. C.; CAMARGO, O. A. D.; PAZ, F. J. Zinco total e disponível em amostras de perfis de solos do Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 68, n. 4, 2009.
- SPOSITO, G.; PAGE, A. L. Cycling of metal ions in the soil environment. In: SIGEL, H. (ed.). **Metal Ions in Biological Systems**. New York: Marcel Dekker, 1984. p. 287–332.
- STUCKEY, J. W.; NEAMAN, A.; RAVELLA, R.; KOMARNENI, S.; MARTÍNEZ, C. E. Highly charged swelling mica reduces free and extractable Cu levels in Cu-contaminated soils. **Environmental science & technology**, Easton, v. 42, n. 24, p. 9197-9202, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052009000400031>
- SU, H.; FANG, Z.; TSANG, P. E.; ZHENG, L.; CHENG, W.; FANG, J.; ZHAO, D. Remediation of hexavalent chromium contaminated soil by biochar-supported zero-

valent iron nanoparticles. **Journal of hazardous materials**, Amsterdam, v. 318, p. 533-540, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.039>

SUMNER, M. E. Beneficial use of effluents, wastes, and biosolids. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 31, n. 11-14, p. 1701-1715, 2000. <https://doi.org/10.1080/00103620009370532>

TAYLOR, R.W.; XIU, H.; MEHADI, A. A.; SHUFORD, J. W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended. **Soil Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 26, p. 2193-2204, 1995. <https://doi.org/10.1080/00103629509369439>

UREN, N. C. Forms, reactions, and availability of nickel in soils. **Advances in Agronomy**, Amsterdam, v. 48, p. 141-203, 1992. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60937-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60937-2)

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Background report on fertilizer use, contaminants and regulations. EPA 747-R-98-003, 1999. Disponível em : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=910145Z4.PDF>_ Acesso em : 15 jan. 2019.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Report: recent Developments for In Situ Treatment of Metals contaminated Soils. 1996. Disponível em: <https://clu-in.org/download/remed/metals2.pdf> Acesso em: 15 jan. 2019.

UTERMANN, J., DEUWEL, O.; NAGEL, I. Contents of trace elements and organic matter in European soils. *In*: GAWLIK, B. M.; BIDOGLIO, G. (ed.). Background values in European soils and sewage sludges. Ispra (Va) Italy : European Communities, 2006. Disponível em: http://admin.isprambiente.it/it/progetti/suolo-e-territorio-1/uso-dei-fanghi-di-depurazione-in-agricoltura-attivita-di-controllo-e-vigilanza-del-territorio/files/FANGHI_JRC_3.pdf Acesso em: 10 fev. 2019.

VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Ceres: Editora Agronomica, 1991.

VAVERKOVÁ, M. D.; ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M.; VOBĚRKOVÁ, S.; MAZUR, Z.; ZLOCH, J. Assessment and evaluation of heavy metals removal from landfill leachate by *Pleurotus ostreatus*. **Waste and Biomass Valorization**, Basel, v. 9, n. 3, p. 503-511, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0015-x>

World Bureau of Metal Statistics. Nickel/Tin/Cadmium statistics- Cadmium. Hertfordshire, UK. Disponível em: <https://www.worldbureau.com/index.html> Acesso em: 20 Jan. 2019.

WENDLING, L. A.; KIRBY, J. K.; MCLAUGHLIN, M. J. A novel technique to determine cobalt exchangeability in soils using isotope dilution. **Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 42, n. 1, p. 140-146, 2007. <https://doi.org/10.1021/es071526n>

WENDLING, L. A.; KIRBY, J. K.; MCLAUGHLIN, M. J. A predictive model of the effects of aging on cobalt fate and behavior in soil. **Environmental Science & Technology**, Washington DC,, v. 43, n. 1, p. 135-141, 2008. <https://doi.org/10.1021/es801322r>

WILLIAMS, D. E.; VLAMIS, J.; PUKITE, A. H.; COREY, J. E. Trace element accumulation, movement, and distribution in the soil profile from massive applications of sewage sludge. **Soil Science**, Philadelphia, v.129, n. 2, p.119-132, 1980. <https://doi.org/10.1097/00010694-198002000-00007>

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E.; IMBORVUNGU, J. A. Removal of heavy metals from a contaminated soil using organic chelating acids. **International Journal of Environmental Science & Technology**, Washington, DC, v. 7, n. 3, p. 485-496, 2010. <https://doi.org/10.1007/BF03326158>

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F., E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **ISRN Ecology**, London, v. 2011, p. 1-20, 2011. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>

YEKEEN, T. A.; XU, X.; ZHANG, Y.; WU, Y.; KIM, S.; REPONEN, T.; HUO, X. Assessment of health risk of trace metal pollution in surface soil and road dust from e-waste recycling area in China. **Environmental Science and Pollution Research**, Basel, v. 23, n. 17, p. 17511-17524, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6896-6>

YIN, H.; TAN, N.; LIU, C.; WANG, J.; LIANG, X.; QU, M.; LIU, F. The associations of heavy metals with crystalline iron oxides in the polluted soils around the mining areas in Guangdong Province, China. **Chemosphere**, Oxford, v. 161, p. 181-189, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.018>

ZANATTA, M. **Teores de cádmio, níquel, chumbo, cromo, cobre, bário e zinco em plantas de aveia e milho e em solo adubado com cama de aviário durante seis anos.** (Dissertação de Mestrado)- Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2018.

ZHANG, M. K.; LIU, Z. Y.; WANG, H. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice, **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 41, n. 7, p. 820–831, 2010. <https://doi.org/10.1080/00103621003592341>

ANEXO

Quadro 1. Caracterização da área de estudo.

Região	Código	¹ Área (ha)	¹ Produtividade		² Coleta	¹ Pluviosidade (mm)	³ Classes de solos	⁴ Clima
			Soja (kg ha ⁻¹)	Algodão (@)				
Anel da Soja	A1	84.156	2220	351	Out/2014	1500-1800	Latosolos representam 57%, Neossolos 29,6% e Cambissolos 7% das classes de solos da região Oeste da Bahia	O clima da região é do tipo Aw, tropical úmido
Placas	A2	80150	3000	302	Out/2014	1600-2000		
Bela Vista	A3	148.338	3720	302	Nov/2014	1400-1800		
Novo Paraná	A4	155.01	3360	312	Nov/2014	1500-2000		
Panambi	A5	155.916	2700	336	Dez/2014	1300-1800		
Coaceral	A6	306.519	2640	339	Dez/2014	1000-1200		
Alto Horizonte	A7	219.158	2340	344	Nov/2014	1100-1300		
Roda Velha	A8	240.296	3300	338	Fev/2015	1300-1700		
Roda velha de baixo	A9	205.305	2940	347	Mar/2015	9000-1100		
Cascudeiro.	A10	131.511	2280	295	Nov/2014	800		

¹Dados referente a safra de 2014/2015 (AIBA, 2019); ² periodo de coleta de amostras de solo; ³ SANTOS, et al., 2018; DIONIZIO; COSTA, 2019; ⁴(ALVARES et al., 2013). Adaptado de Silva (2019).

APÊNDICE

Quadro 2. Coordenadas geográficas

A1- Anel da Soja

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PC	1	-43,472222	-87,313056
	CN	4	-43,226167	-87,120000
	PD	5	-44,050000	-87,313333
Ponto 2	PC	7	-44,901111	-87,371389
	CN	10	-43,839972	-87,371389
	CN	13	-44,208944	-87,397778
Ponto 3	PC	16	-44,225778	-87,414444
	CN	19	-44,427611	-87,525833
	PD	20	-42,921361	-87,738333
Ponto 4	PD	25	-42,921361	-87,738333
	CN	28	-44,111111	-87,648611
	PC	31	-42,903333	-87,842222
Ponto 5	CN	43	-42,027639	-87,749444
	PD	37	-42,933167	-87,809722
	PC	40	-42,027639	-87,749444
Ponto 6	PC	42	-42,632750	-87,859444
	CN	43	-42,027639	-87,666111
	PD	65	-39,350000	-87,355833
Ponto 7	CN	43	-42,027639	-87,749444
	PD	46	-42,632750	-87,859444
	PC	49	-44,435194	-87,510556
Ponto 8	PD	54	-42,632750	-87,859444
	CN	55	-40,868889	-87,492500
	PC	57	-40,766667	-87,699444

A2- Placas

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	CN	84	-4,250000	-87,197222
	PC	86	-4,243889	-87,179444
	PD	89	-4,390556	-87,085833
Ponto 2	PD	92	-4,351944	-87,694167
	PC	95	-4,104444	-87,573889
	CN	98	-4,131944	-87,710000
Ponto 3	PD	100	-4,119444	-87,675556
	PC	103	-4,186667	-87,653889
	CN	106	-3,992778	-87,793333
Ponto 4	PC	108	-4,001667	-87,819722
	PD	111	-4,152500	-87,561111
	CN	114	-4,392778	-87,623056
Ponto 5	PD	116	-4,280278	-87,786111
	CN	119	-4,235833	-87,474722
	PC	121	-4,382778	-87,534722
Ponto 6	PC	124	-4,708889	-87,466667
	CN	127	-4,713333	-87,451111
	PD	130	-4,723889	-87,443333
Ponto 7	PC	133	-4,501111	-87,427222
	CN	136	-4,493333	-87,441667
	PD	139	-4,454167	-86,533056
Ponto 8	PC	142	-4,431667	-87,458056
	CN	145	-4,370278	-87,445833
	PD	147	-4,309722	-87,385000

A3- Bela Vista

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PC	165	-4,232778	-87,078611
	PD	168	-4,229167	-87,127778
	CN	171	-4,172500	-87,057222
Ponto 2	PC	173	-4,142222	-87,207778
	CN	176	-4,132222	-87,205556
	PD	178	-3,994444	-87,188056
Ponto 3	PC	181	-3,970278	-87,125278
	PD	184	-4,053611	-86,980000
	CN	187	-4,418889	-89,008333
Ponto 4	PC	189	-4,022778	-87,167222
	PD	192	-4,023611	-87,156667
	CN	200	-3,519167	-86,945833
Ponto 5	PC	195	-3,871667	-87,066667
	PD	198	-4,048611	-86,976111
	CN	201	-3,875000	-86,945833
Ponto 6	PD	203	-35,675833	-87,005000
	PC	206	-36,048056	-86,944722
	PD	211	-35,625556	-86,966667
Ponto 7	CN	214	-35,412222	-86,771111
	PC	216	-36,360556	-86,883056
	CN	219	-4,231111	-87,189444
Ponto 8	CN	221	-36,860833	-87,151389
	PD	223	-36,854722	-87,147500
	PC	234	-37,205833	-87,114444

A4-Novo Paraná

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	245	-4,153333	-86,994167
	CN	248	-4,156111	-86,994167
	PC	251	-4,228333	-87,002222
Ponto 2	PD	254	-4,798889	-86,997222
	CN	257	-4,764722	-87,041111
	PC	259	-4,756111	-86,785278
Ponto 3	PD	262	-4,513611	-86,908889
	PC	263	-4,512878	-86,908889
	CN	265	-4,512222	-86,928056
Ponto 4	PC	267	-4,547500	-86,932222
	CN	270	-4,712778	-86,722778
	PC	272	-4,718611	-86,719444
Ponto 5	PD	275	-4,689722	-86,801111
	PC	278	-4,780556	-86,734167
	CN	281	-4,795278	-86,645833
Ponto 6	PD	446	-12,252333	-46,182444
	CN	449	-12,252333	-46,182444
	PC	452	-12,251500	-43,183694
Ponto 7	CN	455	-12,275972	-46,210111
	PC	457	-12,275972	-46,210111
	PD	460	-12,275972	-46,210111
Ponto 8	PD	463	-12,290222	-46,288361
	PC	466	-12,290222	-46,288361
	CN	469	-12,293806	-46,285750

A5-Panamabi

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	283	-4,167500	-88,760556
	CN	286	-4,168889	-88,103611
	PC	289	-3,731389	-81,579167
Ponto 2	PD	291	-4,256111	-88,218056
	CN	293	-4,253333	-88,206111
	PC	296	-4,056667	-88,854167
Ponto 3	PD	299	-4,228333	-88,191111
	PC	301	-4,351389	-88,696389
	CN	304	-4,343056	-88,697500
Ponto 4	PC	307	-4,334722	-88,734444
	CN	315	-4,246389	-88,675833
	PC	317	-4,246389	-88,675833
Ponto 5	PD	320	-4,239722	-88,830278
	PC	323	-4,236667	-86,991944
	CN	326	-4,049167	-88,553333
Ponto 6	PD	329	-4,092222	-88,629167
	CN	330	-4,327778	-88,653333
	PC	332	-4,062500	-88,610556
Ponto 7	CN	333	-4,339167	-88,733889
	PC	335	-4,211111	-88,748611
	PD	337	-4,360833	-88,470278
Ponto 8	PD	339	-4,422500	-88,501944
	PC	342	-4,281389	-88,453889
	CN	345	-4,432778	-88,642778

A6- Coaceral

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	380	-10,560861	-45,685000
	CN	383	-10,560583	-45,685000
	PC	386	-10,737222	-7,509167
Ponto 2	PD	389	-30,373167	-45,532111
	CN	392	-10,364611	-45,545000
	PC	395	-30,411583	-45,564000
Ponto 3	PD	398	-10,406194	-45,586583
	PC	400	-10,385278	-45,635333
	CN	405	-10,385278	-45,635333
Ponto 4	PC	403	-10,385278	-45,635333
	CN	408	-10,371611	-45,653972
	PC	411	-10,369500	-45,675861
Ponto 5	PD	414	-10,545000	-45,908611
	PC	416	-10,791389	-45,918333
	CN	419	-10,607222	-45,881944
Ponto 6	PD	422	-10,607222	-45,881944
	CN	424	-10,501667	-45,776111
	PC	427	-10,653333	-45,746944
Ponto 7	CN	430	-10,715556	-45,713056
	PC	432	-10,715556	-45,713056
	PD	435	-10,756667	-45,667222
Ponto 8	PD	438	-10,744444	-45,877500
	PC	441	-10,744444	-45,877500
	CN	444	-10,780278	-45,858889

A7- Alto Horizonte

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	480	-12,460028	-46,146667
	CN	483	-12,460833	-45,952222
	PC	492	-12,521944	-46,048917
Ponto 2	PD	486	-12,505444	-46,054583
	CN	489	-12,530556	-46,048917
	PC	494	-12,605972	-46,064194
Ponto 3	PD	496	-12,605972	-46,064194
	PC	499	-12,596139	-46,070139
	CN	502	-12,575833	-46,091000
Ponto 4	PC	504	-12,575833	-46,091000
	CN	507	-12,578417	-46,090806
	PC	510	-12,437611	-46,893333
Ponto 5	PD	512	-12,658222	-45,980250
	PC	511	-12,645528	-45,949528
	CN	513	-12,645528	-45,949528
Ponto 6	PD	514	-39,448611	-86,082222
	CN	516	-39,448611	-86,082222
	PC	517	-39,448611	-86,082222
Ponto 7	CN	520	-10,715556	-45,713056
	PC	522	-12,638472	-45,896389
	PD	525	-12,637472	-45,899167
Ponto 8	PD	528	-12,517861	-45,875361
	PC	530	-12,517861	-45,875361
	CN	533	-12,498472	-45,821750

A8- Roda Velha

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	471	-12,440639	-45,894722
	CN	474	-12,440639	-45,894722
	PC	477	-12,460028	-45,952222
Ponto 2	PD	536	-39,135833	-86,586667
	CN	539	-39,135833	-86,478611
	PC	542	-38,372500	-86,442778
Ponto 3	PD	545	-38,372500	-86,459444
	PC	548	-37,332500	-86,347639
	CN	551	-37,326944	-86,476389
Ponto 4	PC	554	-36,386944	-86,340389
	CN	557	-36,559167	-86,360056
	PC	559	-36,420278	-86,360056
Ponto 5	PD	562	-37,031111	-86,360472
	PC	565	-38,180278	-86,463889
	CN	567	-37,470833	-86,468611
Ponto 6	PD	569	-34,086667	-85,907083
	CN	572	-34,086667	-85,907083
	PC	575	-39,208611	-85,901000
Ponto 7	CN	585	-39,026667	-86,216667
	PC	587	-39,026667	-86,216667
	PD	590	-39,333889	-86,066389
Ponto 8	PD	593	-39,270833	-86,424167
	PC	596	-39,376944	-86,455278
	CN	599	-39,376944	-86,455278

A9- Roda Velha de Baixo

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	601	-44,436111	-86,306139
	CN	604	-44,436111	-86,306139
	PC	606	-44,247222	-86,258111
Ponto 2	PD	607	-42,537500	-86,820556
	CN	609	-42,537500	-86,820556
	PC	611	-42,791111	-86,586056
Ponto 3	PD	613	-41,384722	-86,407389
	PC	615	-41,384722	-86,407389
	CN	617	-41,409167	-86,314056
Ponto 4	PC	619	-40,593056	-86,030417
	CN	621	-40,593056	-86,030417
	PC	623	-40,551944	-86,375528
Ponto 5	PD	625	-40,385278	-86,542750
	PC	627	-40,365556	-86,558611
	CN	629	-41,504444	-86,793611
Ponto 6	PD	631	-41,504444	-86,664361
	CN	637	-41,473056	-86,076611
	PC	635	-41,576111	-86,055222
Ponto 7	CN	633	-41,358333	-86,137222
	PC	639	-41,445833	-86,694444
	PD	641	-41,445833	-86,694444
Ponto 8	PD	643	-42,569167	-86,623861
	PC	645	-42,569167	-86,623861
	CN	647	-42,569444	-86,624639

A10- Cascudeiro

Propriedades	USO	ID	Latitude	Longitude
Ponto 1	PD	647	-57,313333	-86,472222
	CN	649	-53,089722	-86,118889
	PC	651	-53,090833	-86,118889
Ponto 2	PD	653	-53,111389	-86,102222
	CN	655	-53,193333	-86,250833
	PC	657	-53,193333	-86,250833
Ponto 3	PD	659	-53,412222	-86,268333
	PC	661	-54,516944	-86,711111
	CN	663	-54,516944	-86,711111
Ponto 4	PC	665	-54,077222	-86,658333
	CN	667	-54,651111	-86,071389
	PC	669	-54,660833	-86,070833
Ponto 5	PD	679	-56,449167	-86,303333
	PC	673	-56,393611	-86,300278
	CN	675	-56,241944	-86,217500
Ponto 6	PD	677	-56,241944	-86,217500
	CN	671	-54,658611	-86,037778
	PC	681	-55,782500	-86,300556
Ponto 7	CN	683	-56,320000	-86,257083
	PC	685	-56,760833	-86,300278
	PD	689	-56,276389	-86,343889
Ponto 8	PD	691	-56,490556	-86,466111
	PC	693	-56,490556	-86,466111
	CN	695	-56,490556	-86,466667