



AVALIAÇÃO DE METAIS E FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS ADJACENTES A RODOVIAS DO RIO DE JANEIRO

Cassiano Augusto Rolim Bernardino

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientadores: Claudio Fernando Mahler
Ricardo Erthal Santelli
Luís António Balreira Novo

Rio de Janeiro
Abril de 2018

AVALIAÇÃO DE METAIS E FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS ADJACENTES A
RODOVIAS DO RIO DE JANEIRO

Cassiano Augusto Rolim Bernardino

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA
DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

Prof. Claudio Fernando Mahler, D.Sc.

Prof. Ricardo Erthal Santelli, D.Sc.

Prof. Luís António Balreira Novo, D.Sc.

Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, D.Sc.

Prof^a. Marcia Marques Gomes, D.Sc.

Prof^a. Wilson Thadeu Valle Machado, D.Sc.

Prof^a. Renata Coura Borges, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
ABRIL DE 2018

Bernardino, Cassiano Augusto Rolim

Avaliação de metais e fitorremediação de solos adjacentes a rodovias do Rio de Janeiro/Cassiano Augusto Rolim Bernardino. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2018.

VIII, 129 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Claudio Fernando Mahler

Ricardo Erthal Santelli

Luís António Balreira Novo

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2018.

Referências Bibliográficas: p. 99 - 113.

1. Metais. 2. Fitorremediação. 3. Solos de Rodovias. I. Mahler, Claudio Fernando *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me concedido à permissão de vencer mais essa etapa da minha vida.

À minha mãe Alice Maria Rolim Bernardino, ao meu pai Ricardo Willian de Carvalho Bernardino, a minha irmã Mayra Rolim Bernardino, aos meus amigos e toda a minha família pelo apoio na minha vida.

À Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), ao Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil, COPPE, pela oportunidade e apoio na pesquisa.

Aos orientadores Prof. Dr. Claudio Fernando Mahler (UFRJ), Prof. Dr. Ricardo Erthal Santelli e Dr. Luís António Balreira Novo, pela orientação constante, apoio e amizade.

À Profa. Aline Soares (UFRJ), pela ajuda, incentivo e amizade no decorrer da pesquisa.

Aos alunos do LADA (IQ/UFRJ), em especial Bernardo Braz, pela amizade e colaboração.

À aluna de iniciação científica Fernanda Pessanha, pela ajuda e amizade no decorrer da pesquisa.

Aos amigos e funcionários do laboratório de Geotecnia (UFRJ), em especial Carlinhos, Luizão e Glória pela amizade e colaboração.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudo.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro, pela bolsa de iniciação científica da aluna Fernanda Pessanha

Ao Horto Universitário, pelo apoio a esta pesquisa.

À banca examinadora pela avaliação da Tese de Doutorado.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

AVALIAÇÃO DE METAIS E FITORREMEDIAÇÃO DE SOLOS ADJACENTES A RODOVIAS DO RIO DE JANEIRO

Cassiano Augusto Rolim Bernardino

Abril/2018

Orientadores: Claudio Fernando Mahler
Ricardo Erthal Santelli
Luís António Balreira Novo

Programa: Engenharia Civil

O objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração de metais em diferentes solos adjacentes a via urbanas e rodovias no Estado do Rio de Janeiro e estudar o potencial de fitorremediação na reabilitação desses solos, utilizando as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*. As amostras de solos foram coletadas junto a duas importantes vias urbanas: Linha Vermelha e Avenida Brasil e duas relevantes rodovias: Via Dutra e BR-465. O estudo revelou que os solos são afetados principalmente pela contaminação de Cd, Ni, Pb, V e Zn, devido à influência do tráfego. Os valores de pH nas áreas urbanas (Linha Vermelha e Avenida Brasil) foram mais alcalinos do que em locais mais afastados (BR-465 e Via Dutra), sugerindo maior influência da abrasão nas vias urbanas. Quanto à fitorremediação, em geral, a espécie *Crotalaria juncea* foi promissora para fitoextrair Sr e fitoestabilizar Cd, Mn, Zn. No caso da espécie *Pennisetum glaucum*, o estudo indicou ser promissora para a fitoextração de Cd e Sr e fitoestabilização de Cd, Cr, Cu e Zn. Além disso, o desenvolvimento das espécies após 60 dias de cultivo nos solos estudados indicou adaptação e resistência na presença de diversos metais como Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn. A utilização destas espécies de plantas como inovação na fitorremediação de estradas, demonstrou um bom comportamento para a recuperação destes solos.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

EVALUATION OF METALS AND PHYTOREMEDIATION ON THE ROADSIDE SOILS
OF THE RIO DE JANEIRO

Cassiano Augusto Rolim Bernardino

April/2018

Advisors: Claudio Fernando Mahler
Ricardo Erthal Santelli
Luís Antônio Balreira Novo

Department: Civil Engineering

The objective of research was to evaluate the concentration of metals in different soils adjacent to highways in the State of Rio de Janeiro and to study the potential of phytoremediation in the rehabilitation of these soils, using the species *Crotalaria juncea* and *Pennisetum glaucum*. Soil samples were collected from four major highways: Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. The study revealed that the soils are affected mainly by the contamination of Cd, Ni, Pb, V and Zn, due to the influence of the traffic. The pH values indicated that urban areas (Linha Vermelha and Avenida Brasil) were more alkaline than locations farther from urbanization (BR-465 and Via Dutra), and thus suggest a greater influence of abrasion on urban roads. In general, the *Crotalaria juncea* species was promising for phytoextraction of Sr and phytostabilizing of Cd, Mn and Zn. In the case of the species *Pennisetum glaucum*, the study indicated potential for the phytoextraction of Cd and Sr and phytostabilization Cd, Cr, Cu and Zn. In addition, the development of the species after 60 days of cultivation in the studied soils indicated adaptation and resistance in the presence of several metals such as Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, V and Zn. The use of these plant species as an innovation in phytoremediation of roads has demonstrated a good behavior for the recovery of these soils.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Revisão Bibliográfica	2
2.1. Fontes de metais em solos adjacentes a rodovias.....	2
2.2. Efeito dos metais nas plantas	8
2.3. Efeitos dos metais na saúde humana	10
2.4. Fitorremediação.....	10
2.4.1. Fatores de bioconcentração e translocação	11
2.4.2. Fitoestabilização	12
2.4.3. Fitoextração.....	13
2.4.4. Fitorremediação – Espécies estudadas na recuperação de áreas degradadas por metais no Brasil	16
2.4.5. Bioacumulação de metais em espécies de plantas a partir de solos próximos a rodovias.....	20
2.4.6. Vantagens e limitações da fitorremediação	22
3. Justificativa	23
4. Objetivo	25
4.1. Objetivos Específicos	25
5. Materiais e métodos	26
5.1. Coletas de solos	27
5.2. Preparo das amostras	28
5.3. Umidade higroscópica	28
5.4. Massa específica dos grãos do solo	29
5.5. Análise granulométrica	29
5.6. Determinação do pH.....	31
5.7. Extração ácida para determinação de metais	32
5.8. Extração de metais com ácido acético.....	33
5.9. Determinação de metais nos extratos dos solos.....	33
5.10. Propriedades dos solos	36
5.11. Ensaio de fitorremediação	36
5.12. Métodos estatísticos	39
6. Resultados e Discussão	40
6.1. Caracterização granulométrica dos solos	40
6.2. Avaliação do pH nos solos.....	53

6.3.	Avaliação das concentrações de metais nos solos	54
6.4.	Metais extraíveis dos solos.....	65
6.5.	Propriedades químicas dos solos	73
6.6.	Crescimento das espécies de plantas.....	74
6.7.	Fitorremediação.....	80
7.	Conclusões.....	97
7.1.	Solos	97
7.2.	Fitorremediação.....	97
8.	Recomendações de futuras pesquisas	98
9.	Referências bibliográficas.....	99
ANEXOS.....		114
	Produção Bibliográfica	115
	Artigo publicado em revistas internacional indexada no JCR	115
	Capítulo de livro publicado	127
	Trabalhos aceitos.....	128
	Artigos Submetidos	129

1. Introdução

Atualmente, a contaminação do solo e das águas por metais potencialmente tóxicos é um grave problema mundial, devido principalmente as atividades de mineração, agrícolas, industriais e urbanas (KRISHNA; GOVIL, 2007; ATO et al., 2010; BECH et al., 2012; SASMAZ; OBEK, 2012; SOOKSAWAT et al., 2013).

O tráfego tem sido apontado como a principal fonte de níveis elevados de metais nas áreas urbanas (LOUGH et al., 2005; WISEMAN; ZEREINI; PÜTTMANN, 2013). A contaminação a partir de metais em solos próximos a rodovias está relacionada, principalmente, a veículos e materiais das estradas (LI; POON; LIU, 2001; BAI et al., 2009). Para tentar minimizar ou até mesmo reverter este impacto, pode-se utilizar o processo de remediação que auxilia na melhoria de características físicas e químicas do solo, resultando na redução dos teores dos contaminantes e de suas periculosidades implícitas. Os métodos tradicionais de recuperação de solos incluem remoção, lavagem e estabilização física do solo, e têm duas principais desvantagens: o alto custo e a agressividade ao meio ambiente (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007).

Entretanto, uma solução inovadora, sustentável e de baixo custo para solos contaminados por metais é a fitorremediação (PADMAVATHIAMMA; LI, 2007; BHARGAVA et al., 2012; VAN DER ENT et al., 2013; BERNARDINO et al., 2016). Esta tecnologia utiliza-se de plantas para reduzir os teores de contaminantes a níveis seguros e compatíveis com a preservação da saúde humana, impedindo ou dificultando a disseminação de substâncias danosas ao meio ambiente. Esta técnica pode ser utilizada para a remediação sistemas aquosos, aéreos ou de solos, com variantes que dependem dos objetivos a serem atingidos (PILON-SMITS, 2005; BALDANTONI et al., 2014; PREUSSLER; MAHLER; MARANHO, 2015).

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Fontes de metais em solos adjacentes a rodovias

As atividades de tráfego são as maiores fontes de contaminação por metais em solos adjacentes a rodovias (ZHANG et al., 2012). Os principais metais encontrados a partir destas atividades são Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Crômio (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Estrôncio (Sr), Vanádio (V), Zinco (Zn), Paládio (Pd), Platina (Pt) e Ródio (Rh) (LIANG; HORVAT; DANILCHIK, 1996; WHITELEY; MURRAY, 2003; LEŚNIEWSKA et al., 2004; VIARD et al., 2004b; RIGA-KARANDINOS; SAITANIS; ARAPIS, 2006; LIU et al., 2007; KLUGE; WESSOLEK, 2012; PAWLAK; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA; CHRUSTOWICZ, 2014; RADZIEMSKA; FRONCZYK, 2015; DE SILVA et al., 2016). Esses elementos podem ser encontrados nas estradas devido à abrasão mecânica, queima de combustíveis em motores de combustão interna, vazamentos de óleo, desgaste dos pneus, desgaste dos freios, e à corrosão das baterias e peças metálicas, como radiadores, e deterioração na superfície das rodovias (NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013).

Os ambientes rodoviários são intensamente afetados pelas emissões de tráfego enriquecidas com metal, devido aos gases do tubo de escape que estão diretamente relacionados à combustão de combustíveis, bem como ao lançamento associadas à corrosão de metais e ao desgaste de peças de veículos, incluindo forros de freio, pneus e conversores catalíticos de automóveis (ZEREINI; WISEMAN; PUTTMANN, 2007; GALAL; SHEHATA, 2015). Os danos ambientais causados pela deposição dos metais em solos e poeiras na estrada também estão relacionados à corrosão de radiadores e baterias, vazamento de fluidos e abrasão mecânica (NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013). Em estradas com alta densidade de veículos, a ressuspensão da poeira causada pelo fluxo automotivo, também pode ser uma fonte de contaminantes primários de metais para solos adjacentes. Nesses casos, a poluição ambiental na estrada é proporcional ao volume de tráfego e a circulação de veículos pesados (LOUGH et al., 2005; GALAL; SHEHATA, 2015). Outras fontes de contaminação por metais envolvem a infraestrutura rodoviária, incluindo a corrosão de aço galvanizado, barreiras de choque e desgaste de calçadas (ASSIREY; EL-SHAHAWI, 2015).

Na Tabela 1 são apresentadas algumas fontes de metais em solos adjacentes a rodovias em diversas regiões no mundo.

Tabela 1 – Principais fontes de metais em solos adjacentes a rodovias.

Metais	Fontes	Referências
Pb	Combustível, freios, baterias, asfalto	(TURER; MAYNARD; SANSALONE, 2001; NABULO; ORYEM-ORIGA; DIAMOND, 2006; NORDBERG et al., 2007; KHAN et al., 2011; ZHANG et al., 2012; WALRAVEN et al., 2014)
Zn	Abrasão mecânica, óleo, pneus, freios, asfalto, estruturas galvanizadas	(NABULO; ORYEM-ORIGA; DIAMOND, 2006; FAIZ et al., 2009; KHAN et al., 2011; KLUGE; WESSOLEK, 2012; ZHANG et al., 2012; NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013)
Cd	Combustível, pneus, óleo de motor, estruturas galvanizadas	(SEZGIN et al., 2004; NABULO; ORYEM-ORIGA; DIAMOND, 2006; NORDBERG et al., 2007; FAIZ et al., 2009; KLUGE; WESSOLEK, 2012; NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013)
Ni	Baterias, combustível, óleo de motor, desgaste dos freios e pneus	(NORDBERG et al., 2007; FAIZ et al., 2009; DE SILVA et al., 2016)
Cu	Pneus, pastilhas de freio, radiadores, asfalto, estruturas galvanizadas	(SEZGIN et al., 2004; DENIER VAN DER GON et al., 2007; FAIZ et al., 2009; KLUGE; WESSOLEK, 2012; ZHANG et al., 2012)
Cr	Combustível, óleo de motor, desgaste dos freios e pneus	(DE SILVA et al., 2016)
V	Petróleo bruto e asfalto	(KABATA-PENDIAS, 2011)
Sr	Desgastes dos freios	(WERKENTHIN; KLUGE; WESSOLEK, 2014)
Mn	Combustível	(DE SILVA et al., 2016)
Fe	Peças metálicas	(GALAL; SHEHATA, 2015)
Al	Peças metálicas	(GALAL; SHEHATA, 2015)
Hg	Baterias, combustíveis e lâmpadas de faróis	(LIANG; HORVAT; DANILCHIK, 1996; KHAN et al., 2011)
Pt	Catalisadores de veículos	(PAWLAK; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA; CHRUSTOWICZ, 2014)
Rh	Catalisadores de veículos	(PAWLAK; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA; CHRUSTOWICZ, 2014)
Pd	Catalisadores de veículos	(PAWLAK; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA; CHRUSTOWICZ, 2014)

A literatura reporta que as fontes específicas da contaminação por metais estão relacionadas ao consumo de óleo do motor que é responsável pela maior parte das emissões de Cd, Cr, Ni e Cu; o pneus contribuem pelo desgaste para a emissão de Ni, Zn, Cr e Cd; os freios são importante fonte de emissões de Sr, Ni, Cr, Cu e Pb; as peças metálicas emitem em especial Al e Fe (DENIER VAN DER GON et al., 2007; FAIZ et al., 2009; NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013; WERKENTHIN; KLUGE; WESSOLEK, 2014; DE SILVA et al., 2016). As baterias de veículos contribuem com a contaminação de Hg, Ni, Cd e Pb (NORDBERG et al., 2007; KHAN et al., 2011). Em relação à infraestrutura rodoviária, os materiais utilizados no asfalto contêm diferentes tipos de metais, incluindo Cu, Zn, Cd, Pb e V (NORDBERG et al., 2007; KABATA-PENDIAS, 2011; ZHANG et al., 2012). As estruturas galvanizadas usadas em algumas rodovias são outra fonte de contaminação de Zn, Cd e Cu devido à corrosão do metal pela chuva e a ação de intempéries (KLUGE; WESSOLEK, 2012). Em relação a contaminação por combustível os principais metais são Hg, Cd, Pb, Mn, Cr e Ni (LIANG; HORVAT; DANILCHIK, 1996; DE SILVA et al., 2016).

É importante salientar que a contaminação especificamente por Pb nas estradas ao redor do mundo também pode ser oriunda do chumbo tetraetila, encontrado na gasolina, em países que permitem o seu uso (NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013). O chumbo tetraetila, que aumenta o índice de octanagem, tem propriedades que retardam as reações de combustão de um combustível. Neste processo, o chumbo é convertido em substâncias voláteis ($PbCl_2$, $PbBr_2$ e $PbBrCl$) e emitido para o ambiente (SAEEDI et al., 2009). O tempo de residência de chumbo em solos é estimado em centenas de anos. A contaminação ambiental causada pela emissão de Pb e os riscos para a saúde humana, conduziu às primeiras medidas legislativas para reduzir o uso de chumbo tetraetila da gasolina em 1970. Em 1989, o nível máximo de chumbo na gasolina foi ajustado para ser menor que $0,15 \text{ g L}^{-1}$ (ECJHAO; SHARMA, 2010). A utilização de gasolina com este limite causou uma redução de substâncias voláteis que contenham Pb. No Brasil, a utilização do Pb na gasolina foi proibida pela Lei 2389/99 e foi substituído pelo etanol, embora a contaminação por Pb ainda possa ocorrer nos gases de escape devido ao desgaste das ligas de metais nos motores (SCHIFER; JUNIOR; MONTANO, 2005; ZHANG et al., 2012). Diversos autores têm relatado a contaminação de metais (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni) em várias rodovias de diferentes países, tais como Grécia, Turquia, Canadá, China, Egito e Paquistão (Tabela 2). Estudos têm sido reportados com enfoque na avaliação da distribuição de metais de acordo com a proximidade da estrada e intensidade do tráfego, na quantificação da concentração de

metais, bem como na identificação de fontes de contaminação em solos e poeiras na estrada.

Tabela 2 - Contaminação por Pb, Zn, Cd, Cu, Ni e em solos adjacentes a diversas rodovias no Mundo (mg kg⁻¹).

Localização	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Referências
Ottawa, Canadá	39	112	0,4	65,8	15,2	(RASMUSSEN; SUBRAMANIAN; JESSIMAN, 2001)
Istambul, Turquia	212	521	2	208	398	(SEZGIN et al., 2004)
Atenas, Grécia	131-1004	173-997	-	101-424	-	(RIGA-KARANDINOS; SAITANIS; ARAPIS, 2006)
Okayama, Japão	22-152	30-1475	1,3-3,4	33-261	8-46	(SUZUKI; YABUKI; ONO, 2009)
Xangai, China	246	-	1,2	-	-	(WANG et al., 2009)
Pequim, China	35	92	0,2	30	27	(CHEN et al., 2010)
Paquistão (N-5 Higway)	36	56	0,8	13	9	(KHAN et al., 2011)
Toronto, Canadá	32-378	81-367	0,46-0,95	113-392	32- 327	(NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013)
Zagazig-Banha, Egito	10-30	49-372	<0,2	23-77	11-53	(GALAL; SHEHATA, 2015)

Sezgin et al. (2004) realizaram um estudo para identificar a poluição do metal em poeiras da estrada em Istambul, Turquia. Os autores encontraram altas concentrações de metais (Pb, Cu, Mn, Zn, Cd e Ni) e enfatizaram que a presença de Pb, Cu, Cd e Zn na poeira da rodovia é um indicador de poluição, devido ao uso desses metais em componentes do veículo, combustíveis e lubrificantes de óleo. No Irã, Saeedi et al. (2009) observaram os teores elevados de metal (Pb, V, Zn, Ni, Cd) em solos próximos a rodovias, que foram creditados a atividades antrópicas como o tráfego, o uso de gasolina com chumbo e o desgaste de pneus. Guney et al. (2010) investigaram a

influência do tráfego na dispersão espacial de metais em solos ao lado de estradas urbanas em Istambul, na Turquia. Para esse fim, os autores analisaram amostras da camada superficial do solo, do solo profundo e das poeiras da estrada. As correlações significativas obtidas para as concentrações de Pb, Zn e Cu em todas as seções do solo sugerem que o tráfego funcionou como fonte comum de poluentes.

Khan et al. (2011) avaliaram os níveis de metais em solos adjacentes a uma importante rodovia no Paquistão. As fortes correlações obtidas entre as concentrações de Pb, Cu e Zn no solo indicaram que o tráfego foi a principal fonte de poluição antropogênica. Além disso, também sugeriu que a poluição de metais em pontos de amostragem onde a relação entre esses metais não era significativa poderia ser devido a despejos ilegais localizados ao longo da rodovia. Na Alemanha, Kluge e Wessolek (2012) investigaram a concentração de metais em solos na estrada em função da profundidade da camada superficial, bem como da distância da borda da rodovia. Os autores encontraram maiores teores de metal (Cd, Cu, Pb e Zn) à medida que a proximidade com a estrada aumentou e a profundidade da camada superficial do solo diminuiu, sugerindo a forte influência das emissões de trânsito e materiais rodoviários na poluição de metais. Nazzal et al. (2013) avaliaram os níveis de metais em poeira de estrada de várias rodovias em Ontário, Canadá. Entre os elementos analisados (Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Ca, Mn, Pb, Ni e Zn), aqueles que apresentaram maiores concentrações foram Cu, Zn, Ni, Pb, Fe e Mg. De acordo com o índice de geo-acumulação, os resultados indicaram que os solos nas estradas foram altamente contaminados com Ni e Pb e extremamente poluídos com Cu e Zn, representando, portanto, um risco grave para o meio ambiente e a saúde humana. Walraven et al. (2014) investigaram a fonte da poluição por Pb em solos próximos a estrada na Holanda. Os autores analisaram a composição e concentração de isótopos de Pb em diferentes profundidades da camada superficial do solo. Os resultados obtidos mostraram que o tráfego é a maior fonte de poluição para este metal, devido aos altos índices de Pb encontrados na gasolina. Yang et al. (2015) estudaram a influência do tráfego sobre a concentração espacial de metais em um estacionamento urbano localizado em Chengdu, na China. Os autores encontraram níveis elevados de Pb, Zn, Cu, Mn, Sr e Fe com um padrão de distribuição espacial análogo, relacionado à densidade do tráfego e à distância da estrada. A pintura da estrada, o desgaste dos freios e pneus e as emissões do tubo de escape foram identificadas como as principais fontes de metais.

Atualmente, os pesquisadores têm grande preocupação com o aumento dos metais do grupo da Platina (PGMs) em solos próximos a rodovias e áreas urbanas. Os PGMs são formados por Pt, Rh, Pd, Irídio (Ir), Ósmio (Os) e Rutênio (Ru) (WHITELEY;

MURRAY, 2003; FRITSCHKE; MEISEL, 2004; LOFERSKI, 2015). Os metais Pt, Pd e Rh são de grande importância comercial para as indústrias de veículos; Ir e Ru são negociados em quantidades moderadas e o Os raramente é usado (LOFERSKI, 2015). Estes elementos são usados como componentes de catalisadores de automóveis devido ao alto ponto de fusão e são quimicamente inertes a uma ampla variedade de substâncias (mesmo a temperaturas muito elevadas) e, portanto, resistem à corrosão (MPINGA et al., 2015). A introdução desses catalisadores em veículos diminuiu em 90% as emissões de hidrocarbonetos (HC) e óxidos de nitrogênio (NOx), provenientes da combustão da gasolina (HOODA; MILLER; EDWARDS, 2008). No entanto, há o questionamento sobre estes catalisadores, que contém elementos químicos e que podem ser emitidos para o meio ambiente por abrasão mecânica ou deterioração do catalisador (PAWLAK; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA; CHRUSTOWICZ, 2014).

Tem sido reportado diversos trabalho relevantes na literatura onde foram dedicados a identificar as fontes antropogênicas de PGMs, bem como a quantificar suas concentrações em solos e poeiras na estrada e determinar seu impacto ambiental. A Tabela 3 mostra a contaminação por Pt, Rh e/ou Pd em diversos solos adjacentes a rodovias ao redor do mundo.

Tabela 3 – Contaminação por PGMs em solos adjacentes a diversas rodovias no mundo (ng g⁻¹).

Localização	Pt	Rh	Pd	Referências
Perth, Austrália	31-108	3-27	14-108	(WHITELEY; MURRAY, 2003)
Bialystok, Polônia	34-111	6-20	-	(LEŚNIEWSKA et al., 2004)
São Paulo, Brasil	6-17	2-8	18-58	(MORCELLI et al., 2005)
Atenas, Grécia	141	-	126	(RIGA-KARANDINOS; SAITANIS; ARAPIS, 2006)
Oxfordshire, Inglaterra	2-16	4-22	84-121	(HOODA; MILLER; EDWARDS, 2008)

Whiteley e Murray (2003) examinaram as concentrações de PGMs em solos e poeiras na estrada em Perth, Austrália. Seus resultados mostraram concentrações elevadas de Pd, Pt e Rh, consistentes com a composição dos conversores catalíticos e, conseqüentemente, relacionadas às emissões relativas ao tráfego. Leśniewska et al. (2004) avaliaram as concentrações de PGMs em poeiras de estrada e túnel em Bialystok, na Polônia. Os autores encontraram níveis elevados de Pd, Pt e Rh e uma clara correlação entre as concentrações de PGMs e o volume de tráfego. Riga-Karandinos et al. (2006) investigaram as concentrações de Pt e Pd nos solos próximos a rodovias em regiões distintas da cidade de Atenas, Grécia. Os autores obtiveram relações da concentração do solo (Pt: Pd) proporcionais ao índice de conteúdo de metal usado em conversores catalíticos. Hooda et al. (2008) estudaram os conteúdos de PGM em solos de várias rodovias em torno de Oxfordshire, Inglaterra. Novamente, os autores atribuíram os altos níveis de PGM encontrados no solo (particularmente de Pd), ao uso de conversores catalíticos de automóveis. Além disso, as concentrações de PGMs diminuem com o aumento da distância da rodovia, indicando que as fontes de poluição desses metais estavam perto dos perímetros da estrada.

De modo geral, as concentrações de metais acima dos limites aceitáveis estão diretamente relacionadas com a densidade do tráfego nas estradas e também com a sua deposição em solos adjacentes; também, é muito influenciada pelo processo de escoamento pluvial (KHAN et al., 2011). Além disso, a quantidade de metais em rodovias depende de condições meteorológicas tais como, direção e velocidade do vento, frequência e intensidade das precipitações, condições geográficas, morfologia do solo e vegetação (PAGOTTO et al., 2001; MELAKU et al., 2008; KLUGE; WESSOLEK, 2012). Em adição, rodovias localizadas perto de regiões industriais e agrícolas também sofrem contaminação de metais emitidas destes locais (PAGOTTO et al., 2001).

2.2. Efeito dos metais nas plantas

Os metais são os principais poluentes ambientais, particularmente em áreas com alta densidade antropogênica. O acúmulo de metais em solos é preocupante na produção agrícola devido aos efeitos adversos quanto a segurança dos alimentos e sua comercialização, pela fitotoxicidade das colheitas e da saúde ambiental dos organismos vivos do solo. A toxicidade por metais tem um alto impacto para as plantas e, conseqüentemente, afeta o ecossistema. Plantas que crescem em locais contaminados com altos teores de metais potencialmente tóxicos têm redução do crescimento, indução de alterações na integridade estrutural e fisiológica das folhas, diminuindo as taxas de

fotossíntese e respiração, provocando efeitos deletérios no fornecimento de energia e na eficiência de outros processos metabólicos. Além disso, a toxicidade devido aos metais tem efeitos adversos sobre raízes, reduzindo a capacidade da planta em absorver água e nutrientes. Conseqüentemente, grandes mudanças no funcionamento das raízes e folhas afetam os processos de desenvolvimento, como floração, embriogênese e formação de sementes (OVEČKA; TAKÁČ, 2014). Alguns metais incluindo Cu, Mn, Zn, Fe e Co são, entretanto, essenciais ao metabolismo das plantas e, mesmo em quantidade mínimas, devem estar presentes em formas biodisponíveis. Em níveis excessivos estes tornam-se potencialmente tóxicos para os vegetais. Atualmente, um dos métodos de investigação de locais contaminados por metais é submeter as plantas ao estresse oriundos por referidos metais, observando a sua toxicidade e tolerância (NAGAJYOTI; LEE; SREEKANTH, 2010).

A seguir será relatado efeitos de alguns metais nos vegetais. O teor elevado de Zn no solo inibe muitas funções metabólicas dos vegetais, resultando em crescimento retardado e causa senescência. A toxicidade por Zn também causa clorose nas folhas mais jovens, o que pode estender-se para as folhas mais velhas após exposição prolongada. As plantas cultivadas em solos contendo altos níveis de Cd apresentam sintomas visíveis de lesão refletidas em termos de clorose, inibição do crescimento, escurecimento das pontas das raízes e, podendo levar a morte do vegetal. O alto teor de Cu no solo, que desempenha um papel citotóxico, induz ao estresse oxidativo das plantas. Níveis tóxicos de Mercúrio (Hg) podem induzir a lesões visíveis e distúrbios fisiológicos nas plantas. O Cr é altamente tóxico para os vegetais, prejudicando o seu crescimento e desenvolvimento. O excesso de Cr pode afetar a fotossíntese em termos de fixação de CO₂, transporte de elétrons, fotofosforilação e atividades enzimáticas. O Pb exerce um efeito adverso sobre a morfologia, crescimento e processos fotossintéticos das plantas. A alta concentração de Ni no solo provoca várias alterações fisiológicas e diversos sintomas de toxicidade, como a clorose e necrose em diferentes espécies de plantas. Em resumo, a toxicidade dos metais pode danificar estruturas e membranas celulares das plantas, e inibir processos de transporte e metabolismo básico. Entretanto, plantas tolerantes aos metais têm a habilidade de atenuar os efeitos fitotóxicos, pela prevenção da absorção dos íons metálicos, complexando-os no espaço extracelular, quelando-os no citoplasma e potencialmente seqüestrando-os no vacúolo. Para isso as plantas devem ser capazes de ativar respostas de defesa, como a ativação de enzimas antioxidantes e de mecanismos para prevenir ou corrigir defeitos secundários causados pelo estresse oxidativo (NAGAJYOTI; LEE; SREEKANTH, 2010; OVEČKA; TAKÁČ, 2014).

2.3. Efeitos dos metais na saúde humana

Os metais em níveis excessivos nos solos tornam-se tóxicos para o meio ambiente e conseqüentemente para a saúde humana. O principal meio de contaminação é através da deposição atmosférica, devido à aplicação de pesticidas e fertilizantes, eliminação de resíduos, rejeitos de mineração e de indústrias, tráfego de veículos, infra-estruturas rodoviárias, queima de combustíveis (KHAN et al., 2008; ANDRADE; MAHLER, 2012). Os metais podem causar danos à saúde humana pelo contato da pele ou respiração através da poeira de solos contaminados (ABRAHAMS, 2002; WEI et al., 2015).

Geralmente, as grandes conseqüências para os seres humanos expostos a diferentes tipos de metais são a contribuição para doenças cancerígenas, cardiovasculares, distúrbios de comportamento, inteligência reduzida e déficit de atenção (ZHANG et al., 2012; LIU et al., 2013). Outros danos específicos para a saúde humana estão relacionados à perda de cabelo (Ni e Hg); anemia crônica (Cd e Cu); tonturas (Zn), fadiga (Zn e Hg); problemas renais e aumento de risco para o desenvolvimento de doenças cardiovasculares (Pb); câncer nos pulmões, nariz, seios, garganta e estômago (Pb, Cd, Hg, Ni); dermatite alérgica (Ni); danos cerebrais e renais (Cu e Hg); depressão, perda de equilíbrio, insônia, perda de memória, distúrbios da visão, irritabilidade e sonolência (Hg). Em crianças, o excesso de Pb pode causar vários problemas como dificuldades de aprendizagem, diminuição da inteligência, desenvolvimento prejudicado, perda de memória e problemas de coordenação (ALI; KHAN; SAJAD, 2013). Em relação aos efeitos tóxicos para a exposição humana a concentrações elevadas de PGMs (Pd, Pt, e Rh) são a sensibilização, efeitos mutagênicos em células bacterianas e de mamíferos e aumento da incidência de tumores (WANG; LI, 2012); porém, as emissões de PGMs nos níveis atuais não apresentam riscos para a saúde humana (PAWLAK; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA; CHRUSTOWICZ, 2014). Entretanto, o monitoramento das concentrações PGMs em solos próximos a estradas é necessário devido ao aumento da concentração de Pd, Rh e Pt nos últimos anos (FRITSCHÉ; MEISEL, 2004).

2.4. Fitorremediação

A técnica de fitorremediação utiliza plantas, com o objetivo de reduzir a concentração de contaminantes a níveis seguros para a preservação da saúde humana e do ambiente, impedindo ou dificultando a propagação de substâncias nocivas (PILON-SMITS, 2005; BALDANTONI et al., 2014).

A literatura relata que a fitoestabilização e a fitoextração são os métodos mais eficientes de fitorremediação para reduzir a contaminação por metais em solos (PADMAVATHIAMMA; LI, 2007; ALI; KHAN; SAJAD, 2013; BERNARDINO et al., 2016). Ambas as técnicas são descritas abaixo, bem como aspectos igualmente importantes, como a hiperacumulação e os fatores de bioconcentração e translocação.

2.4.1. Fatores de bioconcentração e translocação

Os fatores de bioconcentração (BF) e translocação (TF) são indicadores importantes para verificar a capacidade das plantas para extrair e acumular metais. O BF indica a eficiência de uma planta na extração de um metal a partir do solo. Este fator é calculado conforme a equação 1.

$$BF = \frac{C_r}{C_{so}} \quad (1)$$

Onde C_r e C_{so} são as concentrações de metais nas raízes da planta (mg kg^{-1}) e no solo (mg kg^{-1}), respectivamente (PEIJENBURG; JAGER, 2003; KARAMI et al., 2011). Nas plantas hiperacumuladoras, o fator de bioconcentração deve apresentar valores superiores a 1, por vezes excedendo este valor em uma ou duas ordens de grandeza (50 a 100) (BROOKS, 1998).

O fator de bioconcentração pode ser utilizado para comparações em casos de crescimento de plantas em solos homogeneizados ou em culturas hidropônicas. Este fator também é uma forma conveniente e confiável de quantificar a diferença relativa na biodisponibilidade dos metais para as plantas (NASEEM et al., 2009; VAN DER ENT et al., 2013).

O TF caracteriza a capacidade da planta para translocar os metais da raiz para a parte aérea. Fator de translocação superior a um ($TF > 1$), indica que a planta é eficiente no transporte dos metais da raiz para a parte aérea, cumprindo um dos requisitos para poder ser classificada como uma hiperacumuladora (ZHAO; MA; REN, 2007). Este fator é calculado conforme a equação 2.

$$TF = \frac{C_p}{C_r} \quad (2)$$

Onde, C_p e C_r são concentrações de metais (mg kg^{-1}) na parte aérea e raiz da planta, respectivamente.

Em resumo, BF e TF podem ser usados para estimar o potencial de uma planta para a fitorremediação, ou seja, plantas com BF e TF maiores que um ($BF > 1$), são adequadas para fitoextração. Por outro lado, plantas com BF maiores que um e TF menores que um ($BF > 1$ e $TF < 1$), terão potencialidade para a fitoestabilização.

2.4.2. Fitoestabilização

A fitoestabilização é uma subcategoria da fitorremediação que consiste na imobilização de metais na rizosfera, reduzindo assim a sua mobilidade e biodisponibilidade no meio ambiente (MENDEZ; MAIER, 2007). Esta estratégia é geralmente eficiente e pode ser adotada para um vasto número de metais, incluindo Cd, Cr, Cu, Pb, e Zn (LEUNG et al., 2013). Conseqüentemente, esta técnica tem grande significado prático e é muito flexível na restauração ecológica de rejeitos de minas e na remediação de solos contaminados por metais (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2009).

As espécies de plantas ideais para a fitoestabilização devem possuir diversas características tais como, ser tolerante aos metais, não hiperacumuladoras (ou seja, pouca translocação e acumulação do metal na parte aérea), também devem ter alta biomassa, crescimento rápido, um extenso sistema de raízes, e tolerância a outros fatores ambientais, como a seca e temperatura elevada, proporcionando uma cobertura de vegetação suficiente para estabilizar os metais nos solos e, assim, evitar a sua mobilização ou lixiviação para águas subterrâneas e superficiais (WEI; ZHOU; WANG, 2005; MENDEZ; MAIER, 2007; MARQUES; RANGEL; CASTRO, 2009).

Yang et al. (2013) verificaram que as espécies *Alternanthera philoxeroides*, *Artemisia princeps*, *Bidens frondosa*, *Bidens pilosa*, *Cynodon dactylon*, *Digitaria sanguinalis*, *Erigeron canadensis* e *Setaria plicata* são tolerantes ao Cd, Pb, e Zn, podendo ser usadas para a fitoestabilização de rejeitos de minas.

Aditivos orgânicos ou minerais também podem ser incorporados em solos contaminados, levando a uma reduzida mobilidade de metais, devido a alterações nas propriedades do solo. Esta estratégia é de fundamental importância para elevar o pH, estabilizar os metais e favorecer a revegetação de solos contaminados (MELGAR-RAMÍREZ et al., 2012; NOVO; COVELO; GONZÁLEZ, 2013a). Os mecanismos envolvidos na imobilização dos metais com a adição de aditivos são baseados em propriedades alcalinas, sorção de partículas e reação de co-precipitação (MENCH et al., 2000; LEE et al., 2011).

Pavel et al. (2014) observaram que a *Miscanthus sinensis* x *giganteus* é uma planta de grande interesse para solos contaminados por Zn, Cd e Pb. O processo de fitoestabilização foi auxiliado pelo aditivo de lama vermelha (rico em Fe e altamente alcalino), levando a uma diminuição significativa na concentração de metais no solo e na absorção correspondente por tecidos da planta, especialmente no caule. Também foi demonstrado um aumento na produção de biomassa com a adição desta lama no solo. Lee et al. (2014) também reportaram que a planta *Miscanthus sinensis* é apropriada para a fitoestabilização auxiliada pela adição de compostos ricos em Fe, tais como, a lama vermelha e escória de forno siderúrgico. Estes aditivos foram efetivos na redução da disponibilidade e na mobilidade de Pb e Zn em rejeitos de minas. Novo et al. (2013b) utilizaram tecnossolo e material de compostagem como aditivos para a espécie *Salvia verbenaca*. Os autores verificaram que esta planta apresenta uma boa capacidade de tolerância ao Cu, resposta eficaz ao estresse oxidativo, e características relevantes em relação ao comprimento das raízes e geração de biomassa.

Resumindo, a aplicação de resíduos orgânicos pode diminuir a biodisponibilidade dos metais e melhorar as condições de fertilidade do solo, permitindo a sobrevivência e o crescimento das plantas (PARK et al., 2011). Esses aditivos orgânicos proporcionam aumento de biomassa e favorecem a acumulação de metal nos tecidos vegetais, nas raízes (promovendo a fitoestabilização) ou nas partes aéreas (permitindo a fitoextração) (LIN et al., 2009; PÉREZ-ESTEBAN et al., 2013).

2.4.3. Fitoextração

A fitoextração consiste na absorção e translocação de metais das raízes para a parte aérea das plantas em solos ou em sistemas aquáticos (VAN NEVEL et al., 2007). Este processo é um método alternativo ou suplementar para a remoção de níveis tóxicos de metais e também podem ser utilizados para remediação *in situ* de solos ou água contaminada, para contaminações difusas e em larga escala (WU et al., 2010; SETH et al., 2012). A técnica é ambientalmente adequada, de baixo custo, visualmente discreta e permite ainda a possibilidade de biorecuperação de metais com retorno econômico (NOVO; MAHLER; GONZÁLEZ, 2015). Os principais fatores limitantes para uma fitoextração eficiente de metais são biodisponibilidade dos oligoelementos, fitotoxicidade dos metais, baixa absorção e translocação na planta (KUMAR et al., 1995; VANGRONVELD et al., 2009).

Idealmente, a fitoextração exige a utilização de plantas hiperacumuladoras. Estas plantas caracterizam-se por apresentar concentrações de metais na parte aérea

superior a 100 vezes em relação às aquelas esperados para uma planta não acumuladora com desenvolvimento no mesmo substrato (BROOKS, 1998). Especificamente, as plantas hiperacumuladoras devem apresentar fatores de bioconcentração e translocação superiores a 1, e serem capazes de acumular nas suas partes aéreas pelo menos 100 mg kg⁻¹ de Cd, 1000 mg kg⁻¹ de Cu, Pb e Ni, ou 10000 mg kg⁻¹ de Zn, para mencionar alguns dos principais elementos (BAKER; BROOKS, 1989; SUN; ZHOU; DIAO, 2008).

As espécies hiperacumuladoras de metais têm sido relatadas em diversos trabalhos, podendo ocorrer em mais de 450 espécies de plantas vasculares, pertencentes a 45 famílias de angiospermas, incluindo membros das famílias *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Cunoniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae*, e *Euphorbiaceae*. As hiperacumuladoras estão particularmente bem representadas na família *Brassicaceae*, especialmente nos gêneros *Alyssum* e *Thlaspi*, em que a acumulação de mais de um metal tem sido descrita (REEVES; BAKER, 2000; PADMAVATHIAMMA; LI, 2007; VAMERALI; BANDIERA; MOSCA, 2009; VERBRUGGEN; HERMANS; SCHAT, 2009; BHARGAVA et al., 2012). A tabela 4 apresenta algumas espécies hiperacumuladoras utilizadas para a remoção de metais.

Tabela 4 – Espécies de plantas hiperacumuladoras de metais.

Espécies de plantas	Família	Metais	Acumulação de metais (mg kg ⁻¹)	Referências
<i>Noccaea caerulescens</i>	Brassicaceae	Zn	25000	(DINH et al., 2015)
<i>Noaea mucronata</i>	Amaranthaceae	Pb	1690	(CHEHREGANI; NOORI; YAZDI, 2009)
		Cd	8176	
<i>Prosopis laevigata</i>	Fabaceae	Cr	5400	(Buendía-González et al., 2010)
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	Asteraceae	Cd	193	(ZHANG et al., 2013)
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Crassulaceae	Cd	550	(LI et al., 2014)
		Zn	12000	
<i>Alyssum murale</i>	Brassicaceae	Ni	20100	(BANI et al., 2010)
<i>Plantago major</i>	Plantaginaceae	Fe	24000	(GALAL; SHEHATA, 2015)
		Al	3700	

A espécie *Noccaea caerulescens* tem uma alta capacidade de acúmulo de Zn. Foi detectado mais de 2,5% de Zn na parte aérea seca, após duas semanas de crescimento, sem que a planta apresentasse sintomas de toxicidade (DINH et al., 2015).

A *Noaea mucronata*, é uma planta acumuladora de Pb, com valores máximos encontrados de 1690 mg kg⁻¹. Esta planta também registra bons resultados para acumulação de Cd, Cu, Fe e Ni na parte aérea (14, 84, 1200 e 18 mg kg⁻¹ respectivamente). As plantas de *N. mucronata* foram mantidas em vasos com solos contaminados por metais durante 2 anos e, em seguida, os teores desses metais foram comparados com os vasos de controle. Os dados mostraram que as concentrações de

todos os metais determinados diminuiram (Pb, 98%; Zn, 79,03%; Cu, 73,38%; Cd, 72,04%; Ni, 33,61%) (CHEHREGANI; NOORI; YAZDI, 2009).

A *Prosopis laevigata* é uma espécie promissora para a remoção de metais em climas áridos e semi-áridos, por ser hiperacumuladora de Cd (II) e Cr (VI), e resistente aos efeitos tóxicos desses metais (BUENDÍA-GONZÁLEZ et al., 2010).

Zhang et al. (2013) observaram que a espécie *Siegesbeckia orientalis* L. apresentou tolerância ao Cd, não apresentando sintomas de toxicidade visíveis, como necrose ou clorose marrom esbranquiçada. A altura das plantas, comprimento de raiz e biomassa da parte aérea e radicular não apresentaram diferenças significativas entre as plantas de controle e as plantas sujeitas a tratamento de Cd, embora os valores da biomassa das raízes e parte aérea sofressem uma redução de 29,9% e 5,6%, respectivamente, quando a concentração de Cd no solo era de 150 mg kg⁻¹.

Li et al. (2014) reportaram que a espécie *Sedum plumbizincicola* pode ser utilizada na fitoextração em solos ácidos altamente contaminados para a remoção de Cd, devido à tolerância desta planta a esses entornos e à acumulação na parte aérea de 550 mg kg⁻¹ desse metal.

Bani et al. (2010) mostraram que a espécie *Alyssum murale* na Bulgária apresentou uma concentração de Ni máxima de 20100 mg kg⁻¹ em sua parte aérea, o que caracteriza a espécie como uma hiperacumuladora e uma excelente candidata para a fitoextração desse elemento.

Galal e Shehata (2015) reportaram diferenças significativas nas concentrações de metais em todos os pontos de amostragem localizadas a diferentes distâncias das rodovias com tráfego intenso. Os autores utilizaram a espécie *Plantago major*, que apresentou concentrações máximas de 24000 e 3700 mg kg⁻¹ para Fe e Al, respectivamente, em sua parte aérea. O fator de translocação superior a 1 para Cd, Fe e Pb sugere que esta espécie é adequada para a fitoextração desses metais e é confiável para a fitoestabilização de Al, Mn, V, Co, Ni, Cr, Zn, Cu e Sr, devido a um fator de translocação abaixo de 1 para esses elementos.

2.4.4. Fitorremediação – Espécies estudadas na recuperação de áreas degradadas por metais no Brasil

A questão da contaminação dos metais em solos no Brasil tem gerado grandes preocupações em relação à saúde humana e aos impactos ambientais (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011).

Atualmente, não há estimativas sobre a quantidade total de áreas contaminadas no Brasil, mas o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu diretrizes para o gerenciamento ambiental destas áreas (CONAMA, 2009) e para a fitorremediação (CONAMA, 2014). O Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (INEA) atualizou em 2014, o cadastro de áreas contaminadas do estado, e estimou em 220 o número de locais afetados, distribuídos entre as atividades industriais, viação, postos de serviço e aterros. Este documento indicou que 130 dessas áreas contaminam de alguma forma os solos e a água, e as 90 áreas restantes apresentam risco para a saúde humana (INEA, 2014). Entretanto, não existem dados estatísticos sobre a contaminação por metais nas áreas do estado do Rio de Janeiro. No estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) reportou em 2013 a existência de 4771 áreas contaminadas, sendo que 720 são contaminadas por algum tipo de metal (CETESB, 2013).

A CETESB (CETESB, 2014) apresenta os valores orientadores de metais para intervenção em solos e água subterrânea no estado de São Paulo (Tabela 5). Esses parâmetros são úteis para remediação de áreas poluídas por metais.

Tabela 5 – Valores orientadores de metais para intervenção em solos e água subterrânea no estado de São Paulo (CETESB, 2014).

Metais	Solos (mg kg ⁻¹)			Água Subterrânea (µg L ⁻¹)
	Agrícola	Residencial	Industrial	
Cádmio	3,6	14	160	5
Chumbo	150	240	4400	10
Cobre	35	65	90	70
Cromo	150	300	400	50
Mercúrio	1,2	0,9	7,0	1
Níquel	190	480	3800	70
Zinco	1900	7000	10000	1800

O Brasil apresenta um grande potencial para a fitorremediação de áreas contaminadas por metais devido à sua rica biodiversidade e ao clima que favorecem os processos biológicos pertinentes (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011). O Brasil é caracterizado como uma região de clima tropical, com mais de 56 mil espécies de plantas conhecidas, representando 19 % da flora mundial (GIULIETTI et al., 2005). Porém, a maior parte das espécies de plantas para a fitorremediação tem sido estudada em regiões de clima temperado como Estados Unidos, Europa e Ásia (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Estes fatos indicam a necessidade de estudos de fitorremediação para a descontaminação de áreas degradadas por metais no Brasil. Romeiro et al. (2007) concluíram que a espécie *Canavalia ensiformes* L. (feijão de porco) demonstrou boa capacidade para tolerar e acumular Pb, revelando seu potencial como fitoextratora desse metal. Esta planta, cultivada em sistema hidropônico, removeu 84 %, 67 % e 88 % de Pb a partir das soluções de acetato de Pb a 100, 200 e 400 mmol L⁻¹, respectivamente. A acumulação de Pb na parte aérea da planta variou de 10.502 a 112.455 mg kg⁻¹ para as soluções compreendidas entre 100 e 400 mmol L⁻¹.

Silva et al. (2013) observaram o desenvolvimento da espécie *Helianthus annuus* L. (girassol) em diferentes concentrações de Pb (0; 51,8; 103,6; 207,2 e 414,4 mg L⁻¹). Os autores avaliaram a altura das plantas, diâmetro do caule, número de folhas, número de folhas inviáveis, área foliar, clorofila total, massa seca (folha, haste e raiz), massa seca total e índice de tolerância. As análises mostraram que o aumento das dosagens de Pb interferiu de modo significativo no crescimento da planta. Assim sendo, o autor concluiu que o girassol só pode ser utilizado para a fitorremediação em baixas concentrações de Pb.

Santos et al. (2012) utilizaram a espécie *Mucuna aterrima* Piper & Tracy (mucuna preta) para verificar o potencial desta planta para a fitorremediação de solo contaminado por Pb. As plantas foram cultivadas em vasos para 9 dm³ de solo. Os tratamentos consistiram em níveis crescentes de concentração de Pb nos recipientes: 18,8; 37,5; 75; 150; 300; 600; e 1200 mg kg⁻¹ na forma de solução de nitrato de chumbo. As plantas apresentaram maior acúmulo de Pb na parte aérea, em função da massa de matéria seca produzida. O aumento das doses de Pb no solo não teve influência sobre a produção de matéria seca nem na parte aérea e nem nas raízes.

Em relação ao cobre, a espécie *Cedrela fissilis* (Cedro) apresenta um grande potencial para a fitoestabilização, principalmente nos estágios iniciais do processo, pois tem sido mostrado um alto acúmulo de Cu nas raízes, com exclusão na parte aérea (CAIRES et al., 2011; SANTOS; NOVAK, 2013). Tavares et al. (2013) usaram as seguintes plantas: Sorgo (*Sorghum bicolor*), Algodão (*Gossypium hirsutum* L.), Milho

(*Zeamays*), Girassol (*Helianthus annuus*) e Mucuna (*Mucuna pruriens*) para avaliar o potencial dessas espécies em solo contaminado com metais. Concluíram que o milho e a mucuna apresentaram maiores concentrações de Cu e Zn na parte aérea, destacando-se o milho em virtude da maior produção de biomassa seca e maior eficiência em translocar esses metais para a parte aérea.

Magalhães et al. (2011) relataram o potencial de duas espécies de eucalipto (*Eucalyptus urophylla* e *Eucalyptus saligna*) para a fitoestabilização de solo contaminado com Zn, coletado em área próxima ao pátio de minério do porto de Itaguaí-RJ e ao local da disposição de resíduos perigosos da Cia Mercantil e Industrial Ingá em Itaguaí-RJ. O solo foi tratado com dois agentes inertizantes: escória de aciaria (alcalino) nas doses de 4 e 6 % e carepa de laminação (óxido de ferro) com dose de 1 %. Os autores observaram que o tratamento do solo reduziu a biodisponibilidade de Zn, incrementando a eficiência do processo. A espécie *Eucalyptus urophylla* mostrou melhor desenvolvimento, porém a espécie *Eucalyptus saligna* apresentou maior acúmulo de Zn nas raízes.

A espécie *Jatropha curcas* (pinhão manso), que tem sido utilizada para o controle da erosão e na contenção de encostas e dunas, também é objeto de estudo para a recuperação de áreas contaminadas com metais como Zn, Cd e Cu (SATURNINO et al., 2005; CHAVES et al., 2010; CHAVES; SOUZA, 2014). Chaves et al. (2010) avaliou que o pinhão manso é tolerante ao Cu e Zn em solos com concentração inferiores a 75 e 50 mg dm⁻³, respectivamente. Com relação ao Cd, a espécie sinalizou efeito de fitotoxicidade, porém, imobilizou este metal nas raízes, podendo ser recomendada para fitoestabilização (CHAVES; SOUZA, 2014).

Pereira et al. (2013) verificaram o potencial das espécies *Vernamia polysphaera* (Assa-peixe), *Solanum paniculatum* L. (Jurubeba) e *Ricinus communis* (Mamona), para fitorremediar uma área do lixão de Inconfidentes/MG, sendo observado um acúmulo de Cr na parte aérea de 3,075; 2,950 e 2,700 ppm, respectivamente.

Como já citado e comprovado cientificamente, o Brasil apresenta grande potencial para a fitorremediação devido à sua enorme biodiversidade e clima; porém, embora exista um aumento de publicações sobre fitorremediação, é fundamental estimular o desenvolvimento de novos estudos para avaliar o potencial das espécies nativas na fitoextração e fitoestabilização de solos contaminados por metais ao longo de todo território nacional.

2.4.5. Bioacumulação de metais em espécies de plantas a partir de solos próximos a rodovias

Como descrito anteriormente, a fitorremediação é muito flexível e adequada à restauração ecológica de solos contaminados por metais (LEUNG et al., 2013). Geralmente, o teor de metais em solos adjacentes às estradas diminui exponencialmente com a distância. Altos níveis de metais próximos a estradas podem ser encontrados até 50 m de distância. Além disso, a maioria das partículas contendo metais depositados varia de 0-15 cm de profundidade (VIARD et al., 2004a; ZHANG et al., 2012).

Vários estudos têm sido desenvolvidos nas últimas décadas para reduzir a quantidade máxima de metais nos solos. A literatura descreve a busca por espécies de plantas com resistência e tolerância aos elementos inorgânicos em solos contaminados (XIONG, 1997; WEI; ZHOU; WANG, 2005; GÜCEL; KOÇBAŞ; ÖZTÜRK, 2009; PADMAVATHIAMMA; LI, 2012; COUPE; SALLAMI; GANJIAN, 2013); entretanto, são poucos os trabalhos sobre fitorremediação de metais nas proximidades das rodovias.

Xiong (XIONG, 1997) coletou amostras de solos com 0-15 cm de profundidade no campus da Universidade de Wuhan na China; as mesmas foram contaminadas com acetato de chumbo em doses de 0, 800, 1600 e 3200 mg kg⁻¹ para verificar o potencial da espécie *Sonchus oleraceus* como fitorremediadora de solos próximos de estradas contaminados com Pb. Os resultados mostraram que a acumulação de Pb na espécie foi de 65,67; 149,82; 1113,24 mg kg⁻¹ na folha, caule e raiz, respectivamente. Este estudo indicou que a espécie *Sonchus oleraceus* L. é apropriado para recuperação de solos contaminados com Pb.

Sinegani e Ebrahimi (2007) descobriram espécies nativas do Irã para a fitorremediação de solos contaminados com Pb em áreas à beira da estrada de Razan-Hamadan. Diversas plantas nativas dominantes foram estudadas, como *Salsola iberica*, *Salsola kali*, *Chenopodium murale*, *Kochia scoparia*, *Lepidium vesicarium*, *Lepidium draba*, *Descurainia sphia*, *Artemisia herba-alba*, *Achillea micrantha*, *Eremopyrum cistans*, *Aegilops crassa* e *Glycyrrhiza globra*. No entanto, as espécies *Salsola iberica* e *Salsola kali* apresentaram maiores fatores de enriquecimento e translocação (1,14 e 1,10) e mostraram-se mais adequadas para a fitorremediação de Pb em solos próximos a rodovias (região árida).

Suzuki et al. (2009) observaram a espécie *Rhododendron pulchrum* como bioindicadora de Cd, Cu, Pb, Cr, Ni e Zn em áreas de tráfego na cidade de Okayama, Japão. A variação de metais em solos próximos a rodovias foram 1,35 – 3,36; 33,8 –

251,0; 22,7 – 151,0; 14,2 – 76,8; 8,41 – 41,9 e 139,0 – 1250,0 mg kg⁻¹ para Cd, Cu, Pb, Cr, Ni e Zn, respectivamente. Em relação à variação das concentrações de metais nas folhas da espécie *Rhododendron pulchrum* foram 0,16 – 1,24; 7,00 – 22,22; 0,60 – 12,65; 0,27 – 4,31; 0,97 – 3,56 e 51,84 – 160,46 mg kg⁻¹ para Cd, Cu, Pb, Cr, Ni e Zn, respectivamente.

D'Souza et al. (2010) monitoraram solos adjacentes a rodovias contaminado com Pb e Cd na Índia. Os autores notaram que a espécie *Calotropis procera* possui potencial para ser utilizada como fitoacumuladora de Pb e Cd. Em solos próximos a rodovias contaminado por Pb (18,6 – 30,6 mg kg⁻¹), a espécie *Calotropis procera* acumulou 19,9 – 28,1 mg kg⁻¹ nas folhas e 15,3 – 19,8 mg kg⁻¹ nas raízes. Em relação aos solos contaminados com Cd (1,1 – 1,5 mg kg⁻¹), as concentrações observadas foram 1,9 – 2,1 mg kg⁻¹ nas folhas e 1,3 – 1,7 mg kg⁻¹ nas raízes.

Ray e George (2010) estudaram os solos e diversas espécies nativas de plantas em duas rodovias no sul da Índia: Main Central Road e Kottayam-Kumilly. Os autores investigaram a concentração de Zn em 19 espécies ao longo destas rodovias, e três espécies se destacaram, a *Cleome rutidosperma* DC., *Peperomia pellucida* (L.) Kunth e *Vernonia cinerea* (L.) acumularam 468,20; 321,40 e 220,66 mg kg⁻¹ na parte aérea, respectivamente. Estas espécies acumularam quantidades de Zn superiores ao limite de tolerância da maioria das espécies de plantas estudadas. Vale ressaltar que em todas estas espécies, o teor de Zn, na parte aérea, foi similar ao encontrado nos solos de onde foram coletados.

Coupe et al. (2013) reportaram estudos das concentrações de Pb, Zn, Cu, e Cr em solos ao longo da estrada que liga Trípoli com regiões do sul da Líbia. O potencial uso das espécies *Eucalyptus camaldealensis*, *Medicago sativum* e *Brassica juncea* na fitorremediação de solos próximos a rodovias contaminadas com Pb, Zn, Cu, e Cr foram avaliados. Os resultados mostraram que as concentrações em solos adjacentes a rodovias seguiram na ordem: Pb>Zn>Cu>Cr. A espécie *Eucalyptus camaldealensis* foi indicada para a fitoextração de Pb e Zn devido aos fatores de bioconcentração (1,1 de Pb e 1,2 de Zn) e translocação (4,1 de Pb e 1,7 de Zn). As espécies *Medicago sativum* e *Brassica juncea* foram adequadas para a fitoestabilização de Cu e Cr devido ao fator de bioconcentração acima de um.

Galal e Shehata (2015) relataram diferenças significativas na concentração de metais ao longo de pontos de amostragem localizados a diferentes distâncias da rodovia Zagazig-Banha com tráfego intenso, localizada no Egito. Os autores utilizaram a espécie *Plantago major* que apresentou concentrações máximas de 24000 e 3700 mg kg⁻¹ para Fe e Al, respectivamente, em sua parte aérea. O fator de translocação superior a 1 para

o Cd, Fe e Pb, sugere que a espécie seja adequada para a fitoextração destes metais, e apropriada para a fitoestabilização de Alumínio (Al), Manganês (Mn), Vanádio (V), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Cromo (Cr), Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Estrôncio (Sr), em virtude de um fator de translocação inferior a 1, para esses elementos.

2.4.6. Vantagens e limitações da fitorremediação

A fitorremediação tem diversas vantagens, tais como: ótima relação custo-benefício, aplicabilidade a grandes áreas contaminadas (onde outras técnicas de remediação seriam economicamente inviáveis), contribuição positiva a nível paisagístico, e impacto ambiental favorável, visto que é um método altamente sustentável, que conta com boa aceitação por parte da opinião pública e política (MULLIGAN; YONG; GIBBS, 2001). Vale ressaltar também que esta tecnologia ajuda na proteção contra a erosão eólica e hídrica, na melhoria da estrutura e aumento da fertilidade do solo, e na recuperação da estética das áreas contaminadas (RASKIN; ENSLEY, 2000).

No entanto, esta técnica tem também algumas limitações, principalmente relacionados com o longo tempo necessário para obter uma limpeza eficaz das áreas contaminadas em comparação com as tecnologias tradicionais de engenharia, que podem ser muito mais rápidas. Contudo, essas soluções convencionais do domínio da engenharia são extremamente caras para os municípios, degradantes para o meio ambiente e impraticáveis em larga escala. Outra limitação está relacionada com as concentrações dos metais e a presença de outras toxinas que devem estar dentro dos limites de tolerância da planta. Além disso, o crescimento de algumas espécies de plantas são dependentes do clima, da estação do ano e das características do solo, incluindo o adequado fornecimento de água e nutrientes, textura, pH e salinidade (SIRGUEY; OUVRARD, 2013; PIRZADAH et al., 2015).

Na fitoestabilização em particular, a exsudação radicular, os contaminantes e o solo na região da rizosfera, devem ser monitorados para prevenir um aumento indesejado na solubilidade dos metais e sua lixiviação. Em relação à fitoextração, os metais têm um efeito fitotóxico, pelo que as plantas podem apresentar limitações devido ao crescimento lento, à reduzida produção de biomassa e sistema radicular raso que restringe a capacidade de recuperar solos contaminados por metais (DICKINSON et al., 2009; RASCIO; NAVARI-IZZO, 2011; FUMAGALLI et al., 2014; POLLARD; REEVES; BAKER, 2014).

3. Justificativa

Os metais podem causar grandes problemas à saúde humana devido ao contato na pele ou respiração, através de poeira e solos contaminados. As estradas adjacentes no Estado do Rio de Janeiro tais como Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e a BR-465 (antiga Rio-São Paulo) são caracterizadas pelo alto índice populacional. A população que vive próximo as estradas estão sujeitas a diversos tipos de danos à saúde (câncer, redução de inteligência, déficit de atenção, anomalias comportamentais e doenças cardiovasculares) devido a presença de metais tóxicos gerados principalmente pelas atividades de tráfego (ZHANG et al., 2012; LIU et al., 2013). Além disso, altas concentrações próximas as estradas impactam diretamente a fauna e flora dessas áreas. Então, a avaliação e o monitoramento de metais em solos adjacentes a rodovias são extremamente importantes, para verificar se há concentrações desses elementos potencialmente danosas à saúde humana e ao meio ambiente.

Nesta pesquisa as vias urbanas Linha Vermelha e Avenida Brasil serão denominadas como rodovias em função de suas dimensões e tráfego.

Uma solução ambientalmente recomendada para minimizar as concentrações de metais nos solos é a fitorremediação. O Brasil apresenta um grande potencial para fitorremediação de áreas contaminadas por metais, devido à sua rica biodiversidade e ao clima, o que favorece os processos biológicos pertinentes (MARQUES; AGUIAR; SILVA, 2011). No entanto, a maior parte das espécies de plantas para fitorremediação tem sido estudada em regiões de climas temperados. Estes fatos indicam a necessidade de estudos de fitorremediação para a descontaminação de áreas degradadas por metais no Brasil. Além disso, há poucos estudos sobre a contaminação por metais em solos próximos a rodovias brasileiras e não há registros de pesquisas sobre fitorremediação como solução na remediação desses locais.

As espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* (milheto), ainda não foram estudadas, na fitorremediação de solos tropicais adjacentes a rodovias.

A *Crotalaria juncea* é uma espécie de clima tropical da família das leguminosas, cujo uso como adubo verde é amplamente preconizado face o seu rápido crescimento, supressão de ervas espontâneas e ao grande potencial de produção de biomassa e fixação biológica de nitrogênio. As espécies do gênero *Crotalaria* são plantas rústicas que crescem bem em solos secos, arenosos, cascalhentos e mesmo em áreas arenosas de região costeira. As *Crotalarias* geralmente são encontradas em solos próximos às estradas, indicando grande adaptação a estes ambientes (AMABILE; FANCELLI; CARVALHO, 2000; PEREIRA et al., 2005).

A espécie *Pennisetum glaucum* (milheto) é uma gramínea anual robusta com alta resistência à seca, adaptação a solos de baixa fertilidade, crescimento rápido e boa produção de massa e de grãos. O milheto é cultivado quase que exclusivamente em áreas tropicais áridas e semi-áridas, caracterizadas por estação de crescimento com altas temperaturas, baixa precipitação pluvial e solos rasos ou arenosos. A cultura apresenta adaptação a essas condições, por uma combinação de importantes períodos de curta duração em desenvolvimento e considerável plasticidade de desenvolvimento, maximizando o uso da umidade disponível no solo. Ainda é pouco conhecida sobre sua possível adaptação fisiológica para estresse, embora as informações disponíveis sugiram uma significativa tolerância ao calor (DURÃES; MAGALHÃES; SANTOS, 2003).

4. Objetivo

O objetivo da tese é avaliar a concentração de metais em diferentes solos adjacentes às rodovias no Estado do Rio de Janeiro e estudar o potencial de fitorremediação na reabilitação desses solos, utilizando as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*.

4.1. Objetivos Específicos

- ✓ Determinar as concentrações dos metais e as possíveis fontes dos mesmos em solos adjacentes às rodovias Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.
- ✓ Utilizar a técnica de fitorremediação na descontaminação destes solos adjacentes a estas rodovias, utilizando as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*.
- ✓ Verificar o desenvolvimento das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* nos solos estudados, durante o processo de fitorremediação.
- ✓ Verificar se estas espécies são promissoras para a fitoextração e/ou fitoestabilização de metais em solos próximos às rodovias Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

5. Materiais e métodos

As ferramentas e materiais usados para as coletas de solos foram enxada, trado, pá e sacos plásticos resistente de 5 e 10 kg. Para a realização da amostragem foram utilizadas uma estufa (Fanem, controlador modelo A-HT 330) e peneira com mesh 2 mm. Para a determinação da umidade foi utilizada a estufa da Nova Instruments, modelo NI 1515i, série NI16010049 e balança de precisão Toledo, OHAUS Adventurer, modelo ARAA520, série B331628669. Em relação, a determinação da massa específica de grãos dos solos, foram utilizados uma estufa (Odontobras, modelo EL 1.5, série 01000675), balança (Toledo, OHAUS Adventurer, modelo ARAA520, série B331628669), placa aquecedora (Fisatom, modelo 510, série 1162183) e picnômetro. Para os ensaios de granulometria foram usadas peneiras com mesh 50; 38; 25; 19; 9,5; 4,8; 1,2; 0,6; 0,42; 0,25; 0,15; 0,075 mm, agitador de peneiras (Produtest, modelo 4219), béquer de 250 mL, desfloculante, proveta de 1L, densímetro, dispersor de amostras duplo (Pavitest, modelo I1018C, série 080). As determinações de pH foram realizadas em triplicata. Para a determinação do pH foram utilizados béquer, água ultrapura, medidor de pH modelo W3B Bel Engeneering, Piracicaba, São Paulo, Brasil) e um eletrodo combinado modelo Orion 9145BN (Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, EUA). Os reagentes utilizados na extração dos metais nos solos e nas plantas foram Ácido nítrico concentrado (65 % m/m), Ácido clorídrico concentrado (37 % m/m), Ácido acético em concentração igual a 0,11 mol L⁻¹ e Peróxido de hidrogênio (30 % m/m). Além disso, foram usados balança analítica marca A&D Company, Limited, modelo HR-202i, forno de micro-ondas da marca Berghof, modelo speedwave four (Eningen, Alemanha) e frascos de digestão de politetrafluoroetileno modificado (TFMTM-PTFE), tubo de centrífuga de polipropileno, água ultrapura, centrífuga (marca Nova Instruments, modelo NI 1813) e agitador mecânico (marca Nova Ética, modelo 107). A determinação da concentração de metais nos solos e nas plantas foi realizada pela técnica de Espectrometria de Emissão Ótica com Fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). Para os ensaios da fitorremediação foram compradas sementes (Arbocenter Comércio de Sementes Ltda) da *Crotalaria juncea* (CV IAC CAT S2 SC 03 – Lote 031/2015) e *Pennisetum glaucum* (CV BRS1501 CAT S2 SC – Lote 022/2015). A seguir serão descritos os métodos utilizados nesse experimento.

5.1. Coletas de solos

As coletas de solos foram realizadas ao lado de quatro rodovias diferentes: Linha Vermelha, na altura da UFRJ (154.753 veículos diários); Avenida Brasil, na altura de Deodoro (126.757 veículos diários); Via Dutra no km 206 (29.843 veículos diários); BR-465, próximo ao município de Seropédica (16.832 veículos diários). As amostras de solos foram coletadas a 1,0; 3,0; 5,0; 10,0 e 15,0 m de distância em relação às rodovias e em duas profundidades (0-15 e 15-30 cm).

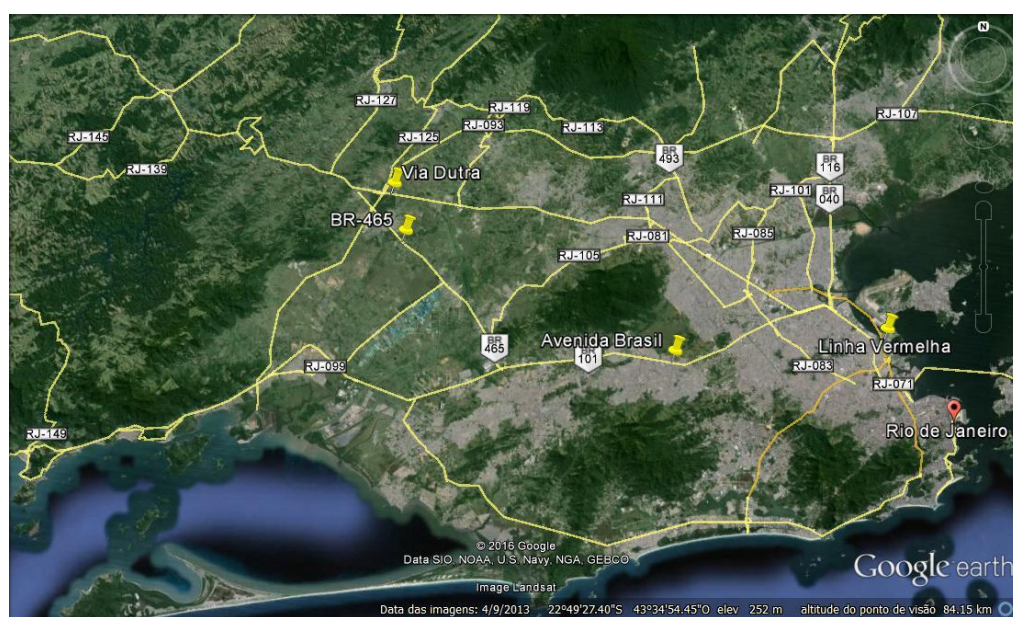


Figura 1 – Pontos com as coordenadas geográficas das coletas de solos próximos a Linha Vermelha (22°50'41"S; 43°14'18"O), Avenida Brasil (22°51'48";43°26'13"O), Via Dutra (22°43'7"S; 43°41'54"O) e BR-465 (22°45'33"S; 43°41'17"O). Fonte: Google Earth.



(a)



(b)



Figura 2 – Locais das coletas de solos: (a) Linha Vermelha; (b) Avenida Brasil; (c) Via Dutra; (d) BR-465.

5.2. Preparo das amostras

As amostras de solos coletadas a 1; 3; 5; 10; 15 m de distância das estradas foram secas em estufa a 40 °C por 24h, destorroadas e peneiradas em peneira de 2 mm (*mesh* 10), separando-se a fração grossa (retido na peneira de 2 mm) e fração fina (passante na peneira de 2 mm).

5.3. Umidade higroscópica

Cada amostra de solo (1, 3, 5, 10, 15 m) passante na peneira de 2 mm foi previamente pesada e depositada em cápsula de alumínio de massa também conhecida e em seguida acondicionadas em estufa a 105 °C por 24h. Após resfriamento, obteve-se a massa seca da amostra e conseqüentemente a umidade higroscópica (em triplicata) do solo conforme a equação 3 (NBR 6457, 1986):

$$h = \frac{M_1 - M_2}{M_2 - M_3} \times 100 \quad (3)$$

Onde:

h = teor de umidade (%);

M₁ = massa do solo úmido + massa do recipiente (g);

M₂ = massa do solo seco + massa do recipiente (g);

M₃ = massa do recipiente (g).

5.4. Massa específica dos grãos do solo

Após a realização do ensaio de umidade higroscópica dos solos, as amostras foram usadas para o ensaio de massa específica dos grãos. Foram acondicionados 50g de solo seco em picnômetro, adicionando-se em seguida, e novamente foram pesados. Adicionou-se água destilada até a metade do volume e submetendo o sistema a aquecimento 200 °C em placa aquecedora. Após o processo de ebulição, o picnômetro permaneceu por 15 min sob aquecimento, sendo em seguida submetidos a repouso e destampados em uma bandeja preenchida com água a temperatura ambiente (25 °C) por 24h. Em seguida, o volume do picnômetro foi completado com água destilada em temperatura ambiente (25 °C), tampados, e pesados. Após a pesagem, a amostra de solo foi descartada e o picnômetro foi preenchido novamente com água destilada (25 °C), tampado e pesado. O experimento foi realizado em triplicata e os cálculos foram realizados conforme a equação 4 (NBR 6508, 1984):

$$\delta = \frac{W_1 \times 100 \div (100 + h)}{[W_1 \times 100 \div (100 + h)] + W_3 - W_2} \times \delta_{\text{água}} \quad (4)$$

Onde:

δ = massa específica dos grãos do solo (g cm⁻³);

W_1 = massa do solo úmido (g);

W_2 = massa do picnômetro + solos + água (g);

W_3 = massa do picnômetro cheio de água até a marca de referência (g);

h = umidade inicial da amostra;

$\delta_{\text{água}}$ = massa específica da água (g cm⁻³).

5.5. Análise granulométrica

O ensaio granulométrico visa estabelecer a classificação do solo em função do tamanho de suas partículas. A seguir, será descrito o procedimento:

- **Fração grossa:** Cada amostra de solo (1, 3, 5, 10 e 15 m) retida na peneira de 2 mm, foi lavado e seca em estufa a 105 °C por 24 h. A seguir, peneirada em peneiras de 50; 38; 25; 19; 9,5; 4,8 mm e pesadas.

- **Fração fina:** Cada amostra de solo (1, 3, 5, 10 e 15 m) passante na peneira de 2 mm foi colocada em um béquer de 250 mL, adicionou-se 125 mL de desfloculante (125 mL de solução de hexametáfosfato de sódio com a concentração de 45,7 g do sal por 1 L de solução), homogeneizou-se e a solução foi deixada em repouso por 18h. Após esse tempo, o material foi retirado do frasco e depositado em um copo dispersor com água destilada, sendo que este copo foi acoplado em um aparelho dispersor por 15 min. O material foi transferido para uma proveta de 1 L, agitado por 1 min e inserido no banho de sedimentação para iniciar a medição. As medidas foram realizadas nos seguintes tempos: 0,5; 1; 2; 5; 10; 20; 40; 80 e 1440 min. Um densímetro foi utilizado para medir a densidade. Após a última medida, a amostra de solo foi retirada da proveta, lavada com água corrente na peneira 0,0075 mm e em seguida colocada na estufa de 105 °C. Posteriormente as amostras foram colocadas em um agitador mecânico, para passarem em peneiras de 1,2; 0,6; 0,42; 0,25; 0,15; 0,075 mm, onde permaneceram por 10 min para a separação das frações finas e suas massas foram determinadas.

A distribuição granulométrica dos solos coletados próximos as 4 estradas foram obtidos como os seguintes cálculos (NBR 7181, 1984):

$$M_s = \frac{M_t - M_g}{100 + h} \times 100 + M_g \quad (5)$$

$$Q_g = \frac{(M_s - M_i)}{M_s} \times 100 \quad (6)$$

$$Q_s = N \times \frac{\delta}{(\delta - \delta_d)} \times \frac{V \times \delta_c \times (L - L_d)}{\frac{M_h}{(100 + h)} \times 100} \quad (7)$$

$$d = \sqrt{\frac{1800 \times \mu}{\delta - \delta_d} \times \frac{a}{t}} \quad (8)$$

$$Q_f = \frac{M_h \times 100 - M_i \times (100 + h)}{M_h \times 100} \times N \quad (9)$$

Onde:

M_s = massa total da amostra seca (g);

M_i = massa da amostra seca ao ar (g);

M_g = massa do material seco retido na peneira de 2,0 mm (g);
 h = umidade higroscópica do material passado na peneira de 2 mm;
 Q_g = porcentagem do material passado em cada peneira de 50; 38; 25; 19; 9,5; 4,8 e 2 mm;
 M_i = massa do material retido acumulado em cada peneira;
 Q_s = porcentagem de solo em suspensão no instante da leitura do densímetro;
 N = porcentagem de material que passa na peneira de 2 mm, cálculo conforme indicado na equação 2;
 δ = massa específica dos grãos do solo (g cm^{-3});
 δ_d = massa específica do meio dispersor (g cm^{-3});
 V = volume da suspensão (cm^3);
 δ_c = massa específica da água, à temperatura de calibração de densímetro (20 °C), em g cm^{-3} ;
 L = medida do densímetro na suspensão;
 L_d = medida do densímetro no meio dispersor;
 M_h = massa do material úmido submetido à sedimentação (g);
 d = diâmetro máximo das partículas (mm);
 μ = coeficiente de viscosidade do meio dispersor, em $\text{g (s cm}^{-2})^{-1}$
 a = altura de queda das partículas no densímetro (cm);
 t = tempo de sedimentação (s);
 Q_f = porcentagem de material passado em cada peneira de 1,2; 0,6; 0,42; 0,25; 0,15 e 0,075 mm.

5.6. Determinação do pH

As determinações de pH foram realizadas em triplicata. Para a determinação do pH foram utilizados 10 mL de amostras de solos acondicionadas em béquer as quais foram adicionados 25 mL de água ultrapura, obtida de um sistema Milli-Q®, modelo Direct 8 (Merck Millipore, Billerica, Massachusetts, EUA). Em seguida, a mistura foi agitada e colocada em repouso por 1 hora. Após esse tempo, a determinação do pH de cada amostra de solo foi realizado em um medidor de pH modelo W3B (Bel Engineering, Piracicaba, São Paulo, Brasil) e um eletrodo combinado modelo Orion 9145BN (Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, EUA) (DONAGEMA et al., 2011).

5.7. Extração ácida para determinação de metais

Alíquotas com aproximadamente 0,5 g de amostras de solo previamente homogeneizadas em moinho de bolas de ágata foram exatamente pesadas e tratadas em forno de micro-ondas pressurizado com 9 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3 65 % m/m) e 3 mL de ácido clorídrico concentrado (HCl 37 % m/m), por 10 minutos, de acordo com o programa de temperatura pré-estabelecido pelo método US EPA 3051A (5,5 min para a temperatura atingir 175 °C permanecendo então por 4,5 min a 175 °C). Para a extração dos elementos das amostras empregou-se um forno de micro-ondas da marca Berghof, modelo speedwave four (Eningen, Alemanha) e frascos de digestão de politetrafluoroetileno modificado (TFMTM-PTFE) isoestaticamente moldados, modelo DAP-60+ com controle individual de temperatura e pressão e selos de ruptura metálicos com limite de 60 bar (Figura 3). Após resfriamento a mistura foi transferida para um tubo de centrifuga de polipropileno, o volume foi completado a 25,0 mL com água ultrapura obtida de um sistema Milli-Q[®], modelo Direct 8 (Merck Millipore, Billerica, Massachusetts, EUA) e a mistura foi então centrifugada (Figura 4). Os extratos (sobrenadantes) foram analisados para a determinação das concentrações dos elementos de interesse pela técnica de Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES) (US EPA 3051A, 2007).



Figura 3 - Forno de micro-ondas da marca Berghof, modelo speedwave four (Eningen, Alemanha) utilizado para a extração dos elementos de interesse pelo método US EPA 3051A.

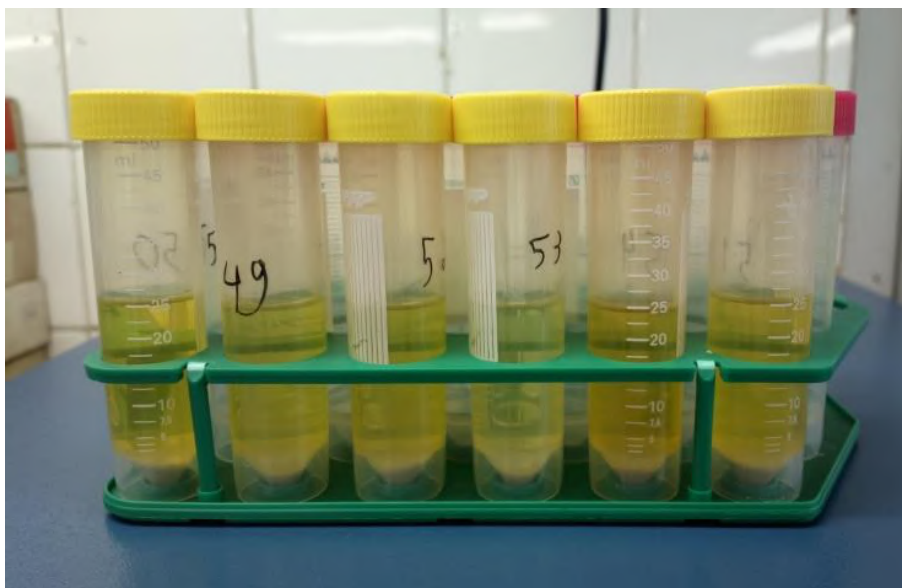


Figura 4 – Fotografia de extratos de amostras de solo obtidos após o tratamento destas com mistura de ácido nítrico e ácido clorídrico pelo método US EPA 3051A.

5.8. Extração de metais com ácido acético

Alíquotas de aproximadamente 1,0 g de amostras secas de solo previamente homogeneizadas foram exatamente pesadas em balança analítica marca A&D Company, Limited, modelo HR-202i (Toshima-Ku, Tóquio, Japão) e tratadas com 40 mL de solução de ácido acético em concentração igual a $0,11 \text{ mol L}^{-1}$, previamente padronizada usando a volumetria por neutralização. A mistura foi mantida sob agitação utilizando um agitador mecânico marca Nova Ética, modelo 107 (Vargem Grande do Sul, São Paulo) por 16 horas e em seguida submetida à centrifugação usando uma centrífuga marca Nova Instruments, modelo NI 1813. Os sobrenadantes foram analisados para a determinação dos analitos pela técnica de Espectrometria de Emissão Ótica com Fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES) (SUTHERLAND, 2010).

5.9. Determinação de metais nos extratos dos solos

Para a determinação das concentrações de cádmio, cobalto, chumbo, crômio, cobre, ferro, manganês, estrôncio, níquel, vanádio e zinco nos extratos de solos, utilizou-se um espectrômetro de emissão óptica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP OES), sequencial, com visão radial, marca Horiba Jobin Yvon, modelo Ultima 2 (Longjumeau, França), equipado com câmara de nebulização ciclônica, nebulizador do tipo MiraMist (Mira Mist CE, Burgener Research Inc., Ontario, Canadá), amostrador

automático modelo AS 421 e software operacional Analyst 5.4 para aquisição dos dados (Figura 5). A quantificação foi realizada por calibração externa a partir de curva analítica com cinco soluções-padrão para a calibração. As soluções de Cd, Co, Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V e Zn foram geradas a partir de diluição de solução-padrão estoque SpecSol de concentração 1.000 mg L⁻¹ (Quimlab Química & Metrologia®, Jardim Califórnia, Jacareí, São Paulo, Brasil) até obtenção das concentrações desejadas utilizando assemelhamento de matriz e água ultrapura obtida de um sistema Milli-Q®, modelo Direct 8 (Merck Millipore, Billerica, Massachusetts, EUA) (US EPA 3051A, 2007; KHAN et al., 2011; GALAL; SHEHATA, 2015). As condições operacionais do instrumento são apresentadas na Tabela 6.



Figura 5 - Espectrômetro de emissão ótica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP OES) utilizado na determinação dos analitos de interesse nos extratos de solos.

Tabela 6 - Condições operacionais para o ICP OES utilizadas na determinação de metais em extratos de solos.

Parâmetro	Valor
Potência incidente (W)	1200
Vazão de gás do plasma (L min ⁻¹)	12
Vazão de gás de revestimento (L min ⁻¹)	0,2
Vazão de gás de nebulização (L min ⁻¹)	0,02
Pressão do nebulizador (bar)	1,0
Vazão de introdução de amostra (mL min ⁻¹)	1,0
Tempo de integração dos sinais (s)	1
Resolução	Alta
	Cd: $\lambda = 226,502$
	Co: $\lambda = 228,616$
	Cr: $\lambda = 205,552$
	Cu: $\lambda = 324,750$
	Fe: $\lambda = 259,940$
Comprimento de onda (nm)	Mn: $\lambda = 257,610$
	Ni: $\lambda = 231,604$
	Pb: $\lambda = 220,353$
	Sr: $\lambda = 215,284$
	V: $\lambda = 311,838$
	Zn: $\lambda = 213,856$

5.10. Propriedades dos solos

As caracterizações das propriedades dos solos envolveram as determinações de nitrogênio total, fósforo total, potássio total, matéria orgânica e capacidade de troca catiônica. As determinações do nitrogênio total e fósforo total foram realizadas de acordo com os métodos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (CLAESSEN, 1997). O conteúdo de potássio total foi determinado de acordo com os métodos da US EPA 3050B: 1996; US EPA 6010D: 2014 (US EPA 3050B, 1996; US EPA 6010D, 2014). A matéria orgânica foi determinada de acordo com a DIN EN 13137: 2001 (DIN EN 13137, 2001) e o procedimento para a determinação da capacidade de troca catiônica foi realizada através do método US EPA 9081; US EPA 6010 C rev.03: 2007 (US EPA 9081, 1986; US EPA 6010C, 2007). Essas análises foram realizadas em triplicata para as amostras de solos coletadas a distância de 1 m das rodovias e profundidade de 0-15 cm.

5.11. Ensaios de fitorremediação

Os ensaios foram realizados com um delineamento inteiramente casualizado. As seguintes espécies foram utilizadas para fitorremediação: *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*.

Para a montagem dos ensaios foram adquiridas sementes das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, e utilizados vasos de polietileno para plantar as sementes das espécies (ensaios *ex situ*), como mostrado na Figura 6 (a) e (b). Cada espécie contou com 3 vasos contendo amostras de solos das rodovias na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm. Após os períodos de 30 dias (Figura 6 (c) e (d)) e 60 dias (Figura 6 (e) e (f)) de plantio das espécies, foram avaliados o tamanho das raízes e das partes aéreas. As biomassas foram coletadas dos vasos, e divididas em raízes e parte aérea. As plantas seccionadas foram lavadas, acondicionadas em sacos de papel e secas em estufas de ar com circulação forçada à temperatura entre 65 e 70 °C até atingir o peso constante (NOVO; COVELO; GONZÁLEZ, 2013a). Depois de secas, as raízes e as partes aéreas foram pesadas para a determinação da massa seca. Em seguida, moídas e cada parte das plantas foi acondicionada em recipientes de polietileno e analisadas com o objetivo de se determinar os teores de metais fitoextraídos (NOVO; COVELO; GONZÁLEZ, 2013b).



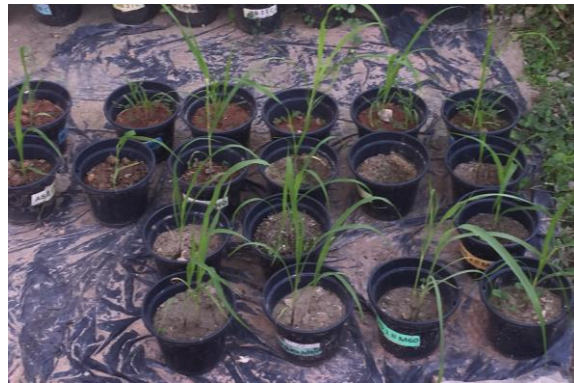
(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 6 – Espécies de plantas cultivadas em estufa: (a) *Crotalaria juncea* (plantio); (b) *Pennisetum glaucum* (plantio); (c) *Crotalaria juncea* (30 dias); (d) *Pennisetum glaucum* (30 dias); (e) *Crotalaria juncea* (60 dias) e (f) *Pennisetum glaucum* (60 dias).

Para determinar as concentrações de metais nas raízes e na parte aérea das espécies de plantas foi necessário realizar uma extração ácida para cada amostra. Toda a massa seca de cada amostra das raízes e parte aérea foram colocados em frasco de PTFE e adicionados 3 mL de HNO₃ concentrado (65 % m/m) e deixado em repouso por 12 horas e em seguida, foram adicionados 1,5 mL de peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 30 % m/m). Após 1 hora em repouso, os frascos com as amostras foram colocados no digestor de micro-ondas. Para a digestão das amostras empregou-se um forno de micro-ondas da marca Berghof, modelo speedwave four (Eningen, Alemanha) e frascos de digestão de politetrafluoroetileno modificado (TFMTM-PTFE) isoestaticamente moldados, modelo DAP-60+ com controle individual de temperatura e pressão e selos de ruptura metálicos com limite de 60 bar. O processo de digestão durou cerca de 10 minutos, de acordo com o programa de temperatura pré-estabelecido pelo método US EPA 3051A (5,5 min para a temperatura atingir 175 °C permanecendo então por 4,5 min a 175 °C). Após resfriamento, o volume dos extratos foi completado a 10,0 mL com água ultrapura obtida de um sistema Milli-Q[®], modelo Direct 8 (Merck Millipore, Billerica, Massachusetts, bEUA) e a mistura resultante foi então centrifugada. Os sobrenadantes foram direcionados à determinação das concentrações pela técnica de Espectrometria de Emissão Óptica com Fonte de Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES) (US EPA 3051A, 2007). Foram determinados nas raízes e na parte aérea das plantas os teores de Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Ni, Co, V e Sr.

Para verificar o potencial das plantas para a fitorremediação nos solos com estes metais, foram utilizados os fatores de bioconcentração (BF) e translocação conforme as equações 10 e 11 (GALAL; SHEHATA, 2015).

$$BF = \frac{C_r}{C_{so}} \quad (10)$$

Onde C_r e C_{so} são as concentrações de metais na raiz da planta (mg kg⁻¹) e concentrações de metais no solo (mg kg⁻¹), respectivamente (PEIJNENBURG; JAGER, 2003; KARAMI et al., 2011).

$$TF = \frac{C_p}{C_r} \quad (11)$$

Onde, C_p e C_r são concentrações de metais (mg kg⁻¹) na parte aérea e raízes da planta, respectivamente (GALAL; SHEHATA, 2015).

5.12. Métodos estatísticos

O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a hipótese de normalidade, e os testes de Levene, Welch e Brown-Forsythe foram empregados para verificar a igualdade de variâncias. A análise de variância unidirecional (ANOVA) foi realizada, seguida por múltiplas comparações entre os tratamentos usando os testes T3 de Tukey e Dunnett no caso de variâncias iguais e desiguais, respectivamente. A análise de componentes principais (PCA) foi realizada para reduzir o número de variáveis que influenciam os dados para um número limitado de componentes e, portanto, facilitar a interpretação da variabilidade dos dados. O teste T de amostras pareadas foi empregado para a avaliação das diferenças entre as amostras coletadas em diferentes profundidades do solo e também para verificar o desenvolvimento das espécies após 30 e 60 dias de cultivos durante processo de fitorremediação. O coeficiente de correlação de Pearson foi usado para determinar a relação entre os valores dos diferentes parâmetros nos solos e plantas. As análises estatísticas foram feitas com o software IBM SPSS Statistics (IBM Corp., Armonk, New York, USA). Além disso, foram usados os índices de geoacumulação e de poluição para avaliar os níveis de contaminação nos solos coletados a partir da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

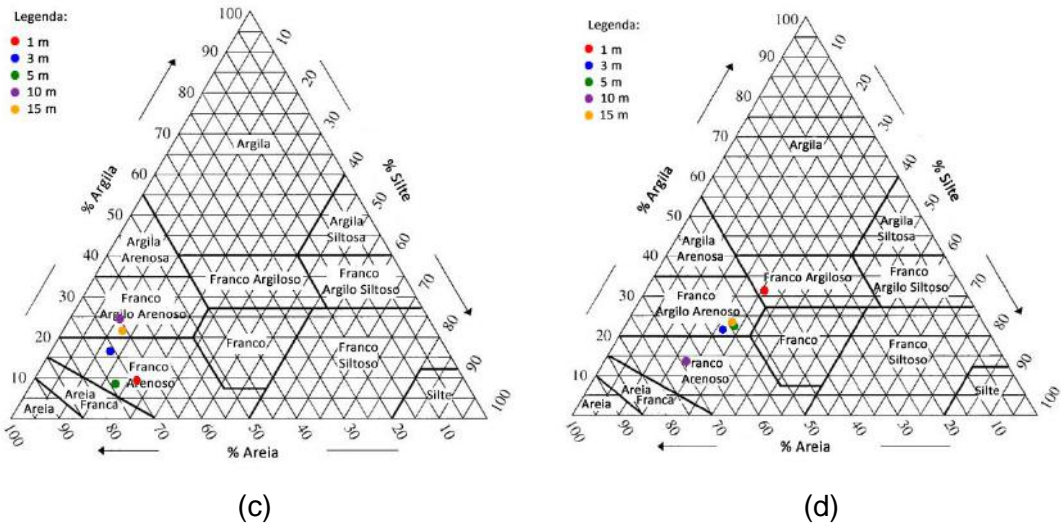
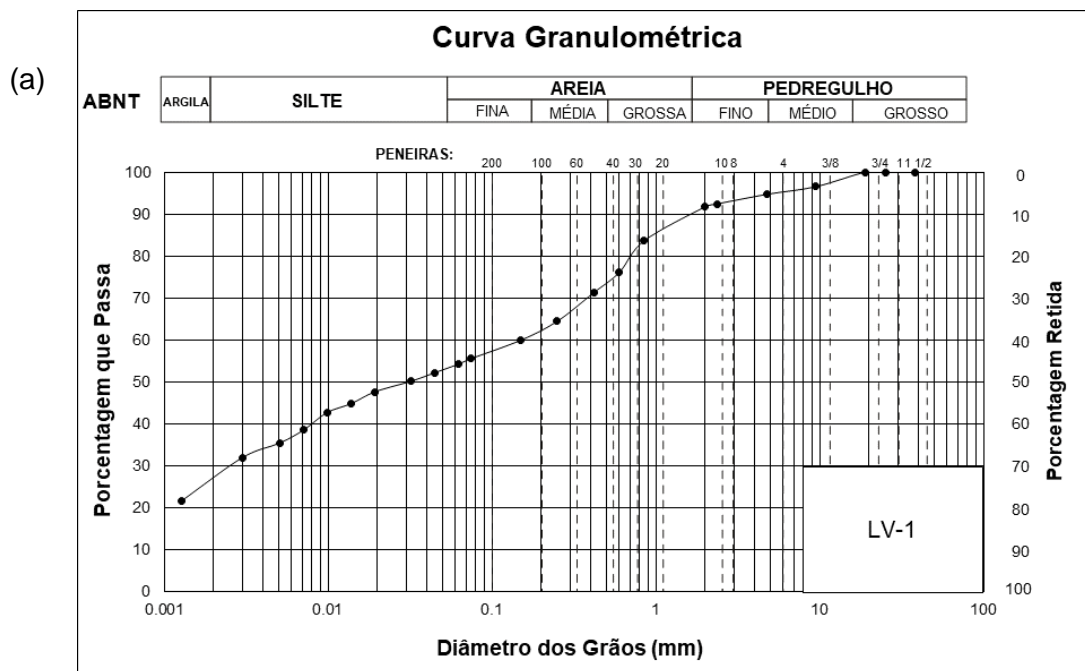
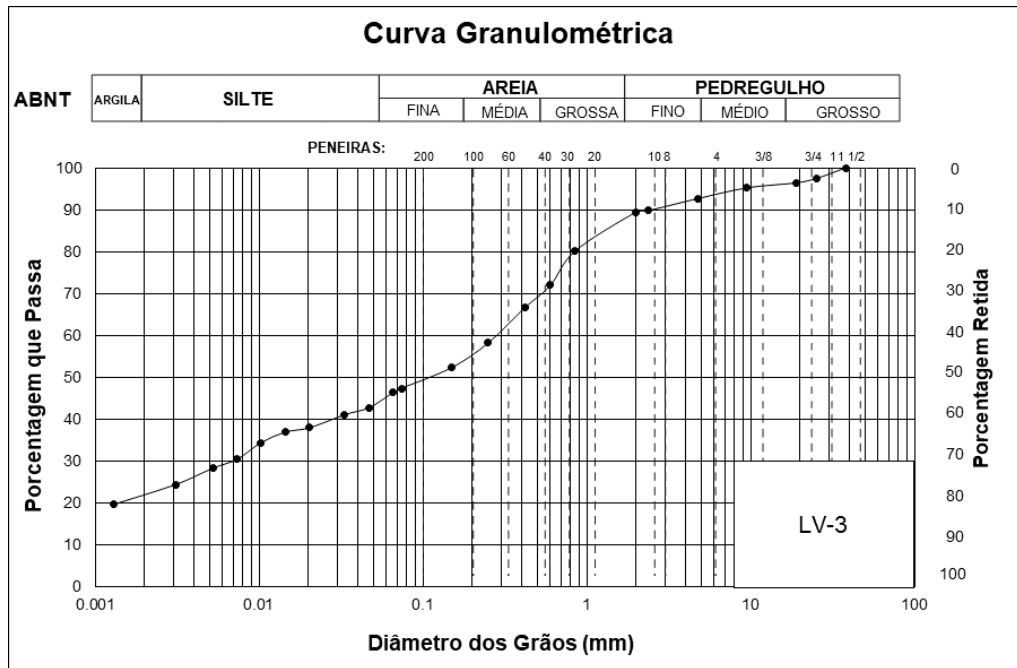


Figura 7 – Triângulo textural para classificação dos solos: (a) Lina Vermelha; (b) Avenida Brasil; (c) Via Dutra; (d) BR-465 (USDA).

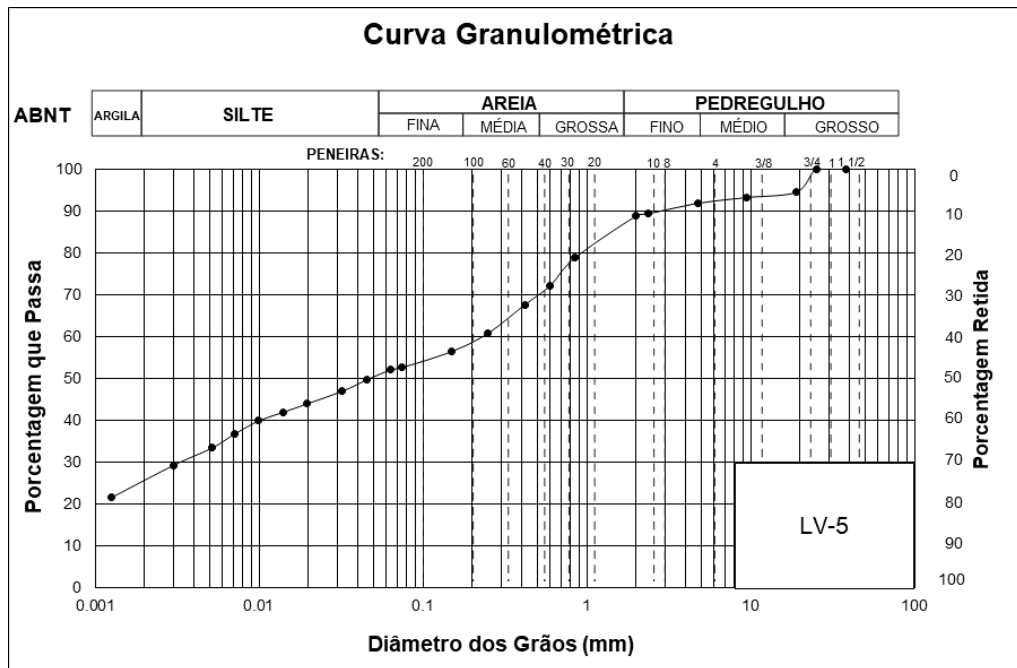
As Figuras 8, 9, 10 e 11 (a); (b); (c); (d); (e) mostram as curvas granulométricas nas distâncias de 1, 3, 5, 10 e 15 m para a Lina Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465, respectivamente. A partir das curvas granulométricas foi possível classificar os solos de acordo com o triângulo textural e verificar a quantidade argila, silte e areia.



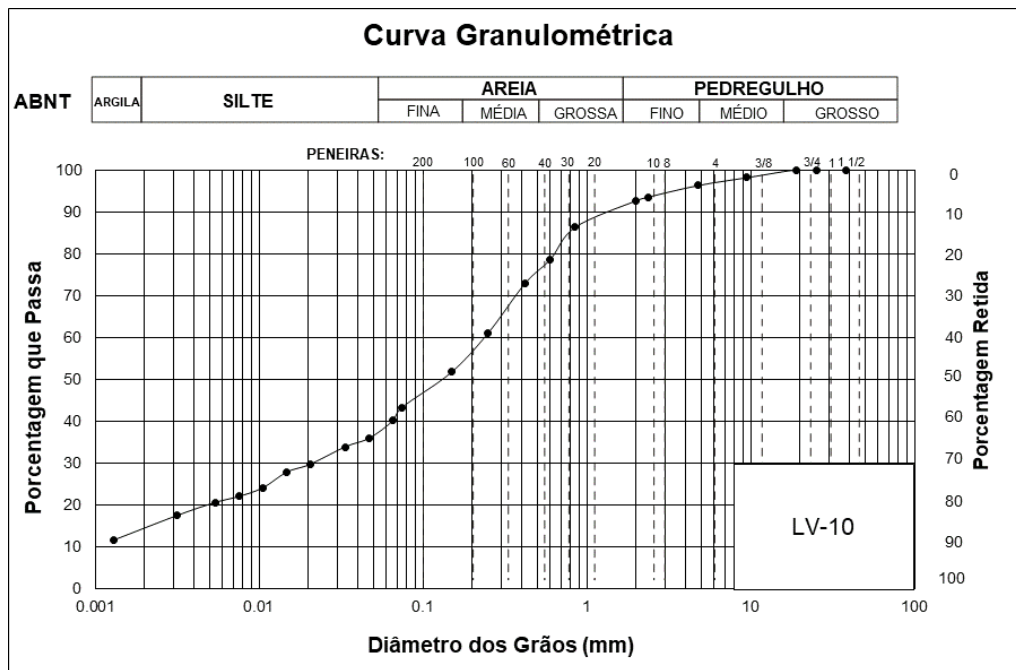
(b)



(c)



(d)



(e)

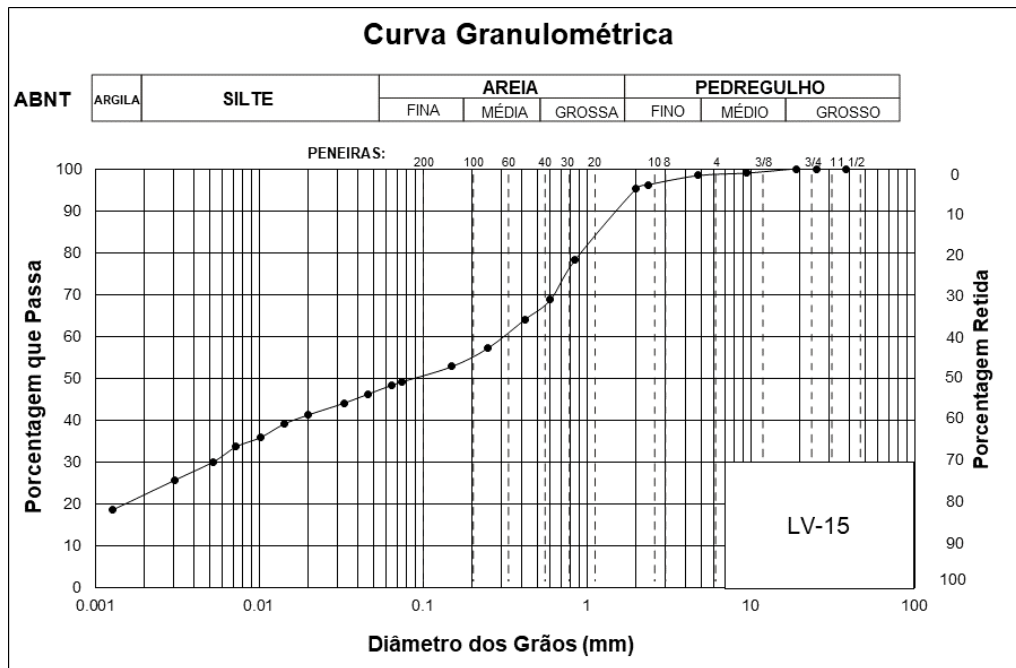
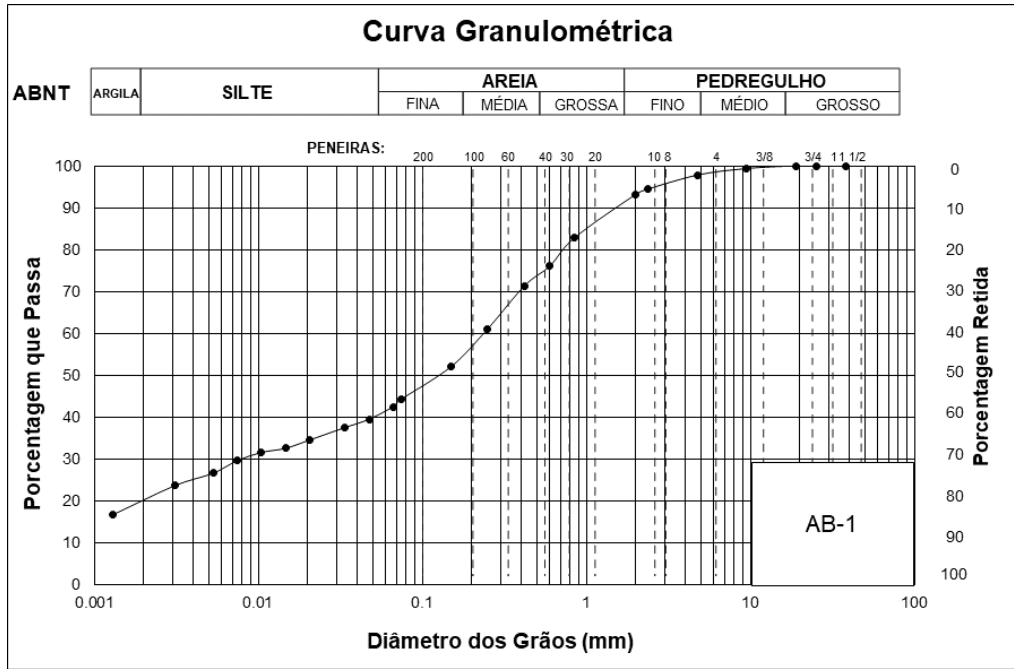
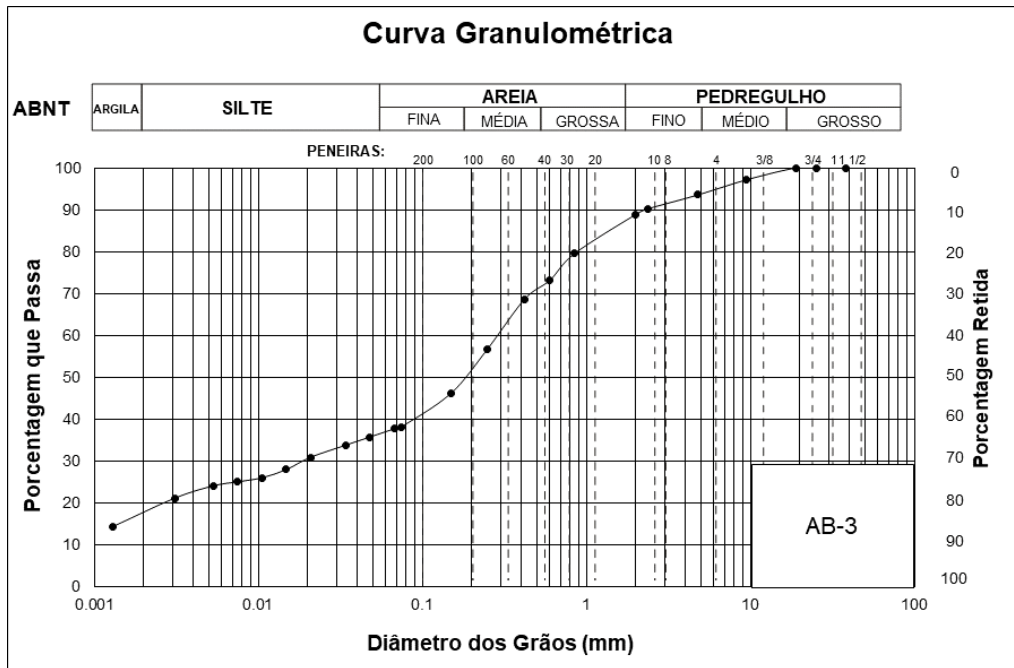


Figura 8 – Curva granulométrica dos solos da Linha Vermelha: (a) 1m; (b) 3m; (c) 5m; (d) 10m; (e) 15m.

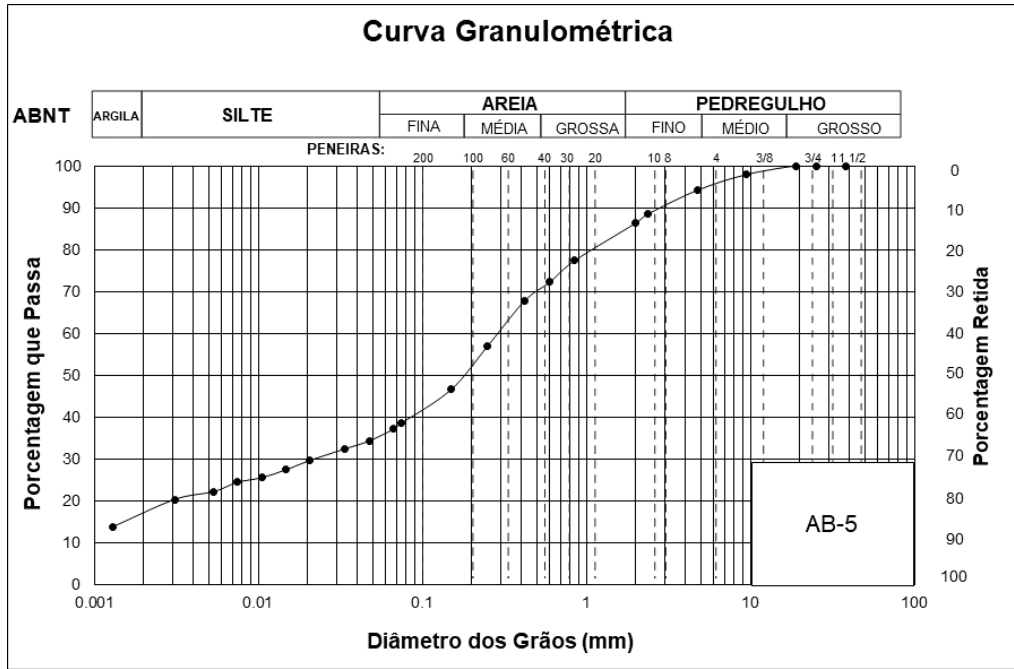
(a)



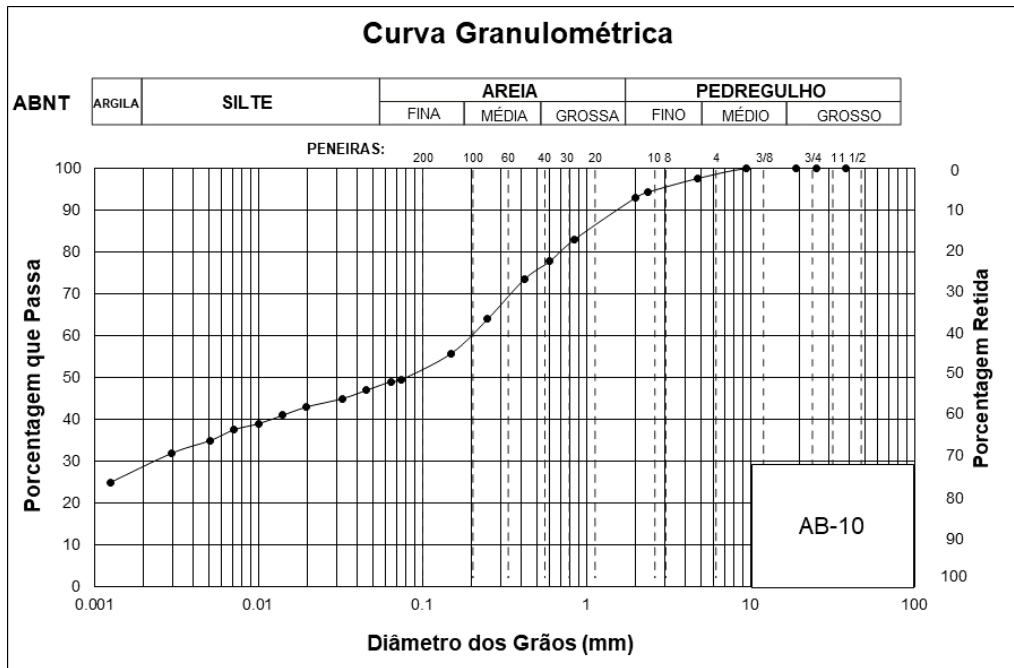
(b)



(c)



(d)



(e)

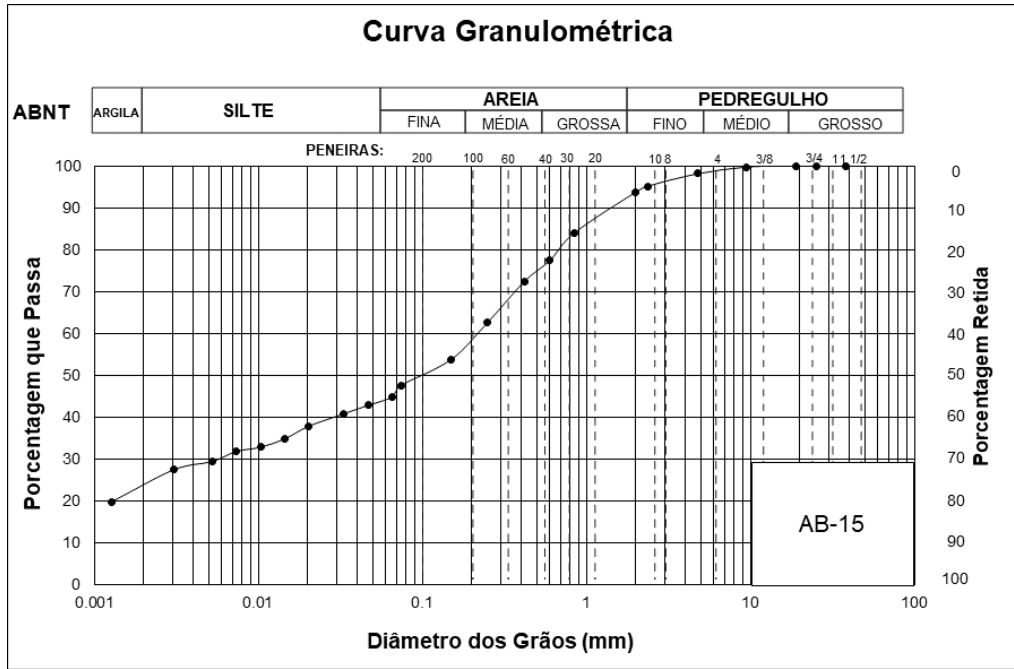
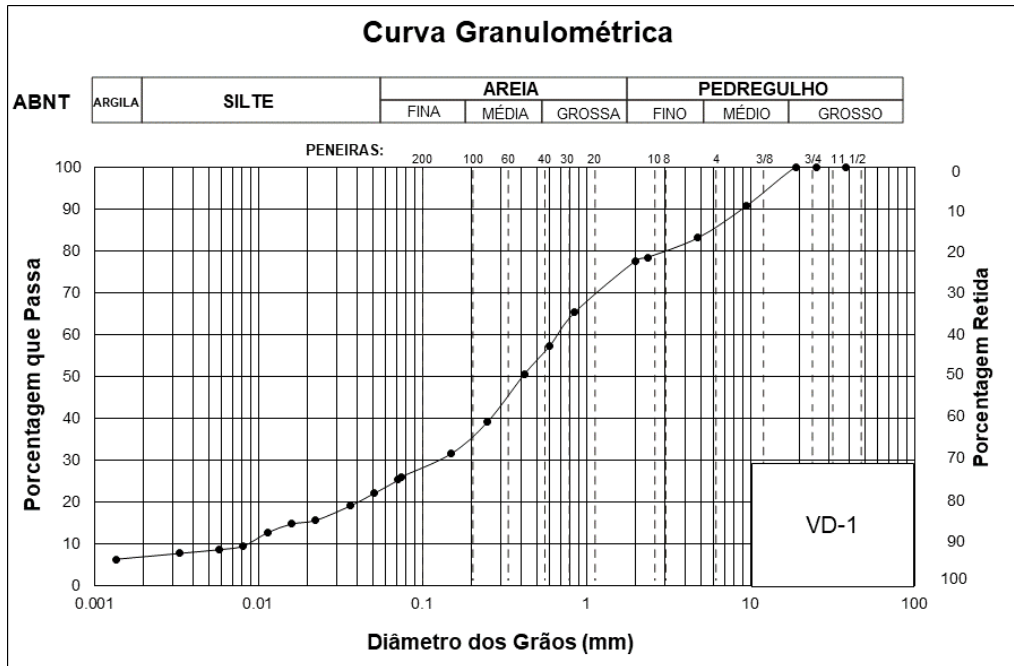
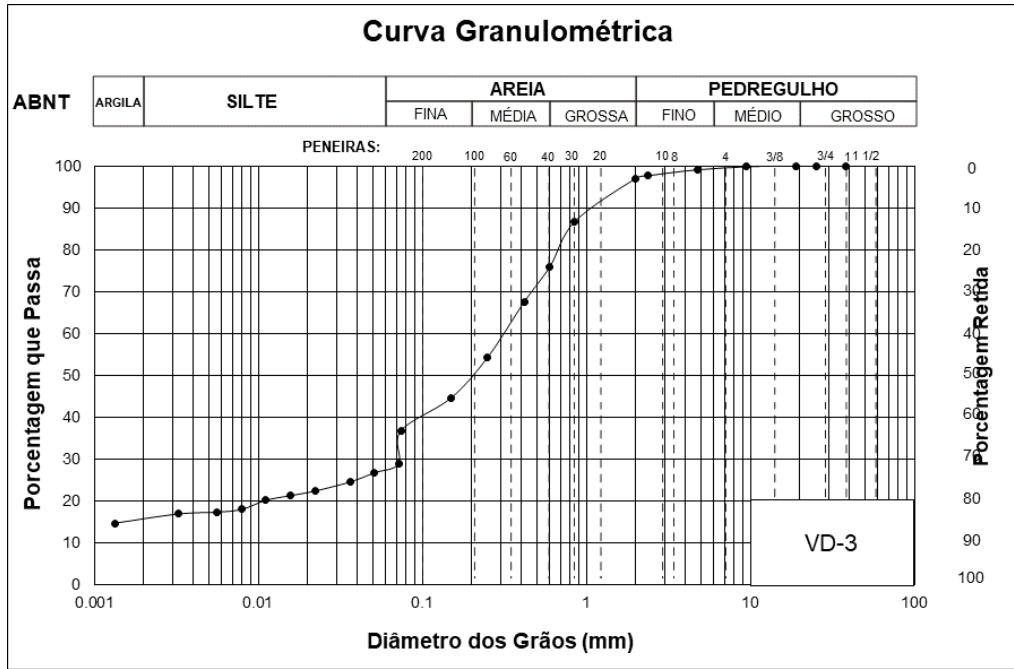


Figura 9 – Curva granulométrica dos solos da Avenida Brasil: (a) 1m; (b) 3m; (c) 5m; (d) 10m; (e) 15m.

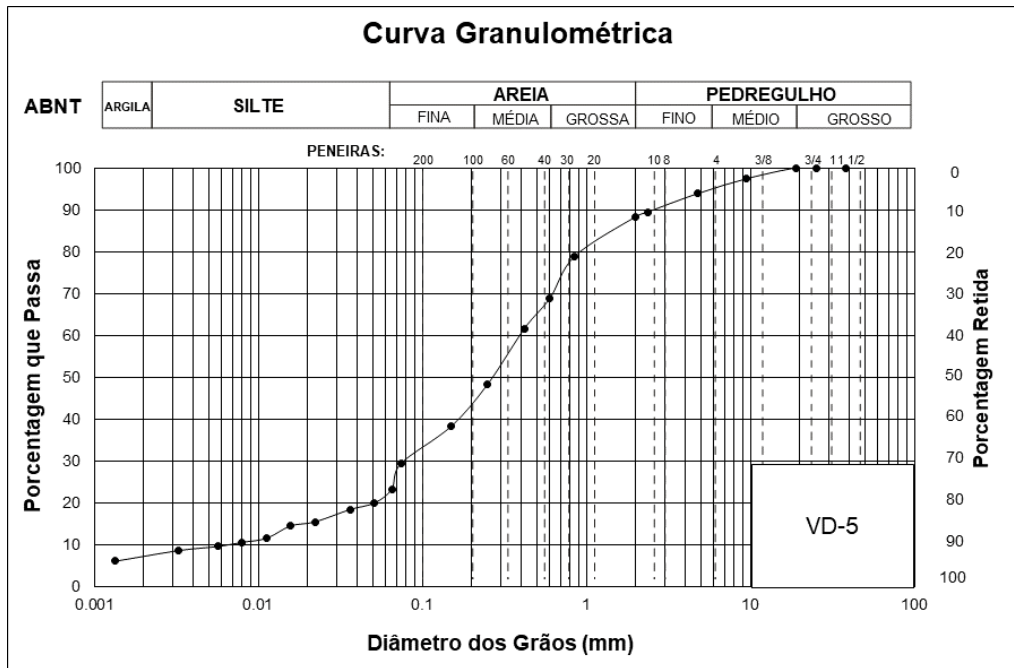
(a)



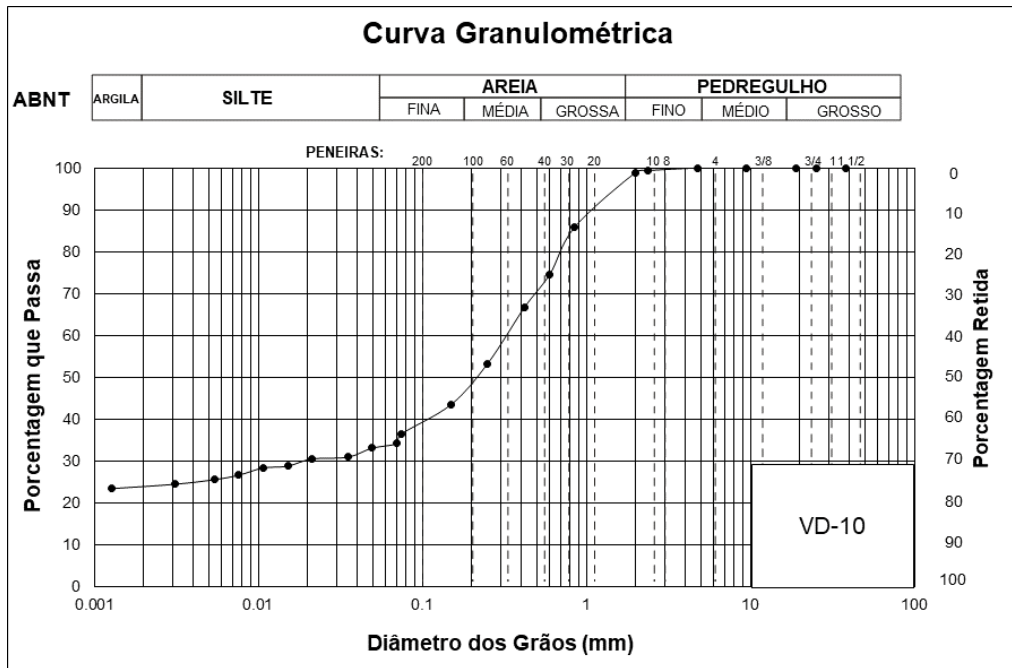
(b)



(c)



(d)



(e)

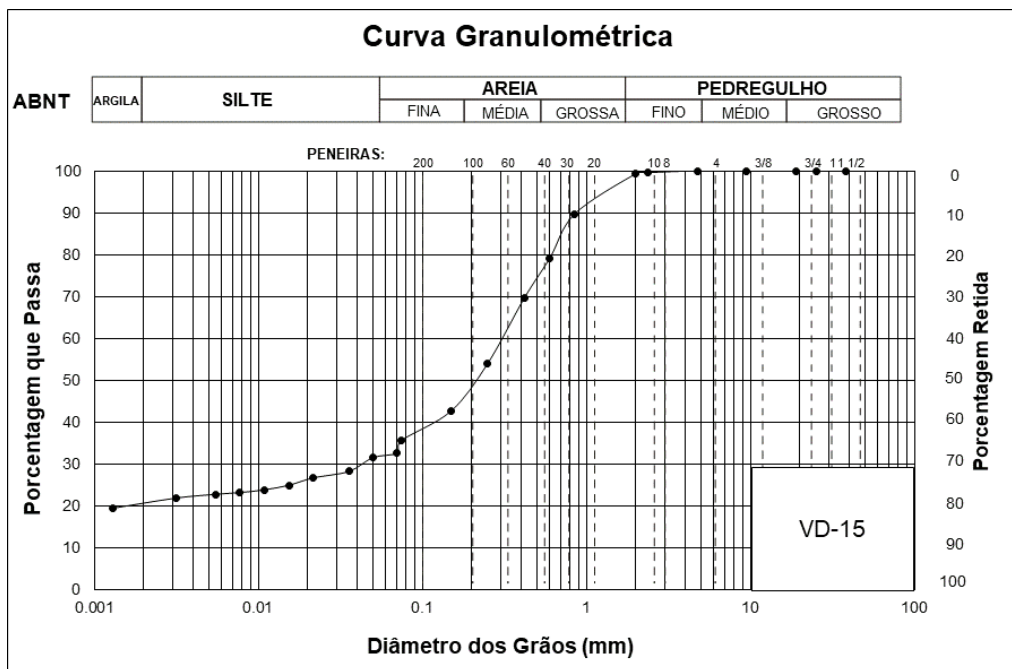
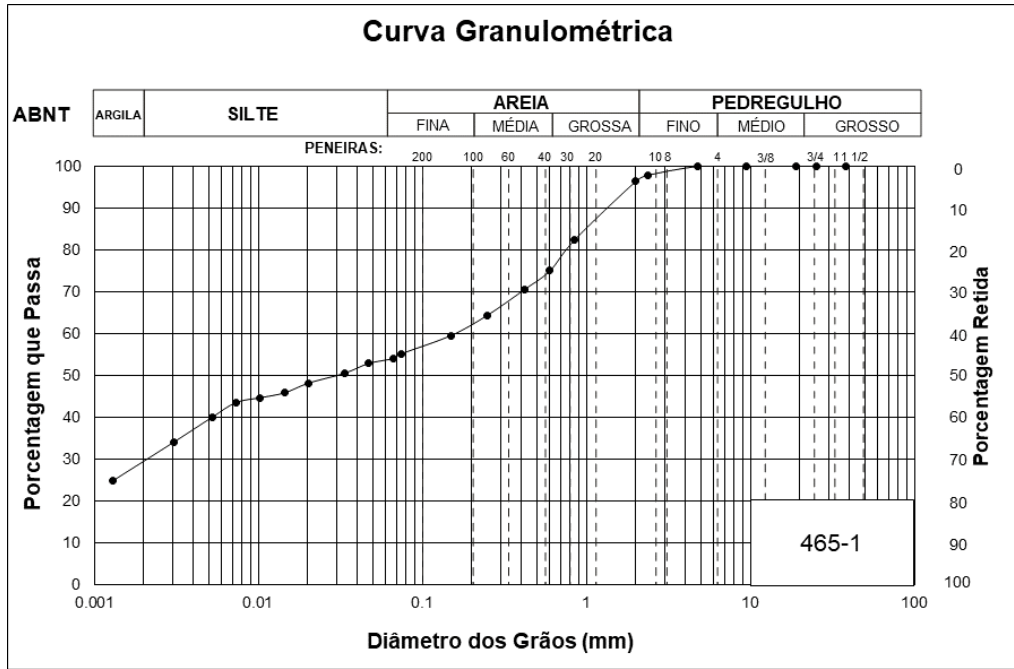
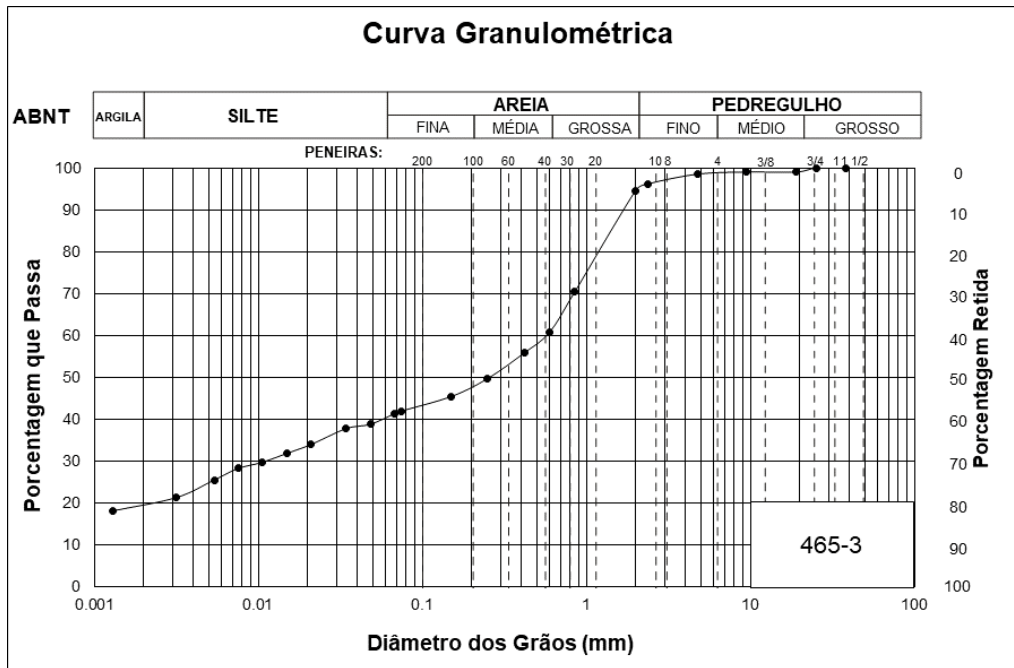


Figura 10 – Curva granulométrica dos solos da Via Dutra: (a) 1m; (b) 3m; (c) 5m; (d) 10m; (e) 15m.

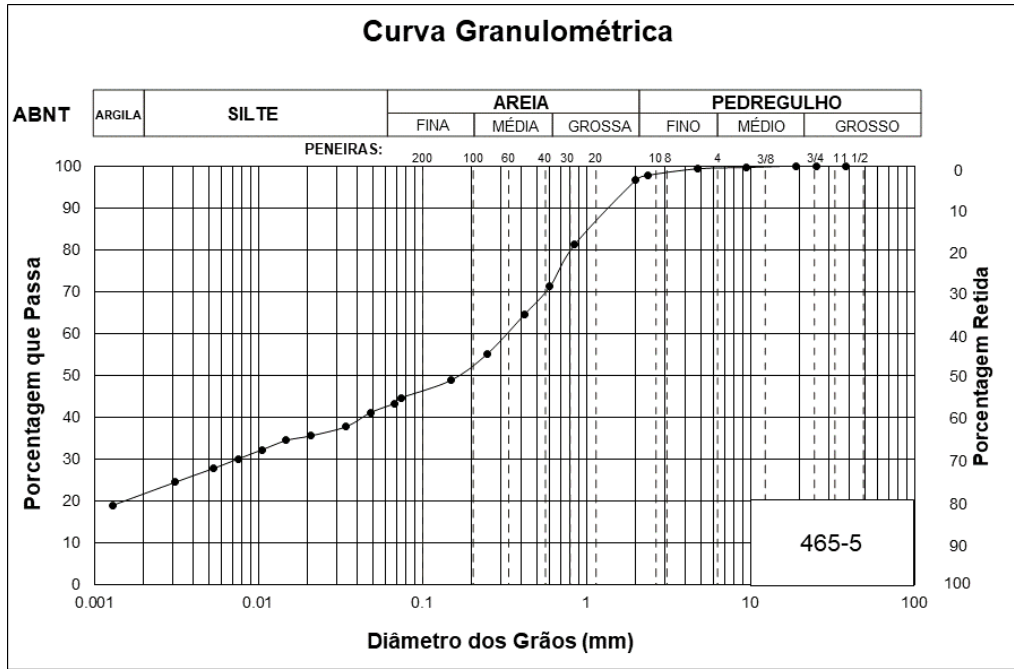
(a)



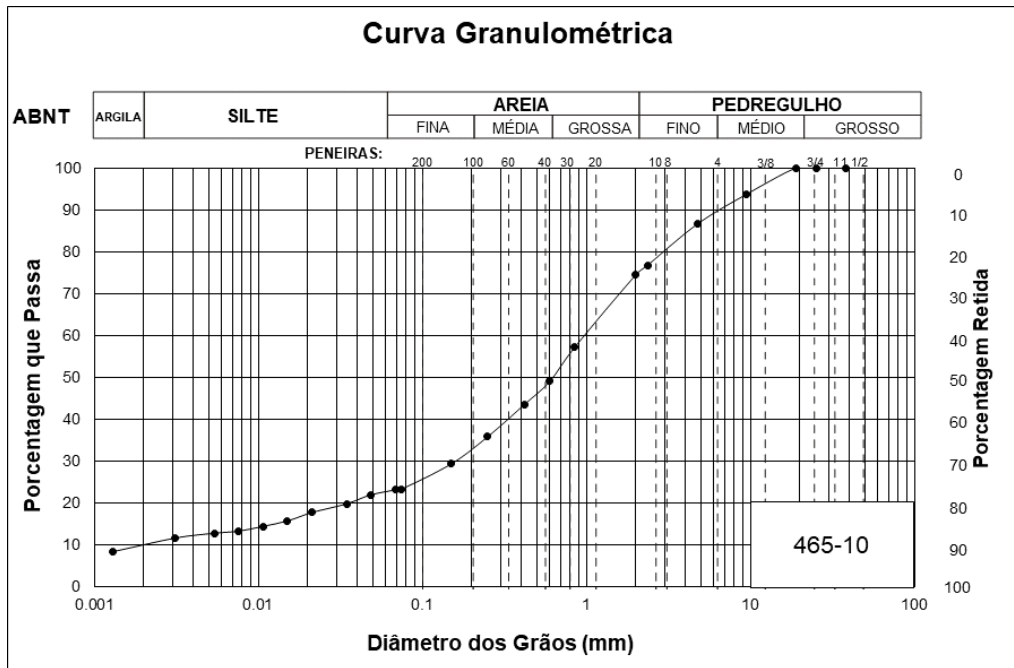
(b)



(c)



(d)



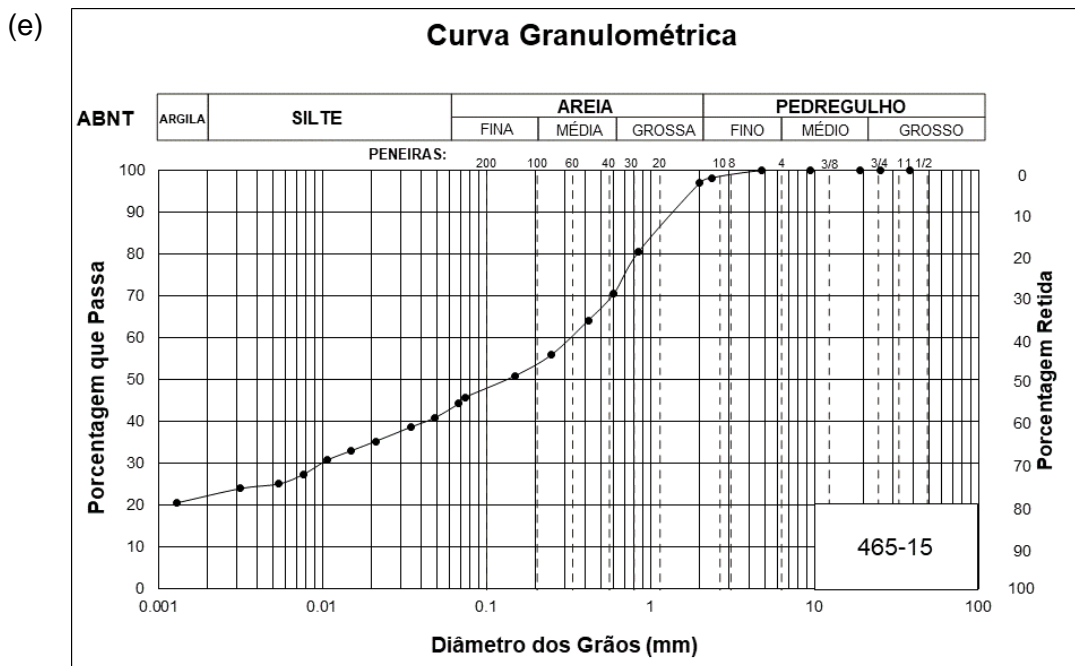


Figura 11 – Curva granulométrica dos solos da BR-465: (a) 1m; (b) 3m; (c) 5m; (d) 10m; (e) 15m.

Na Tabela 7 é apresentada as propriedades físicas das amostras de solos coletadas em áreas próximas da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. As análises físicas realizadas foram: umidade higroscópica, a densidade real, composição granulométrica e a classificação textural. Destaca-se que os solos próximos (1 m de distância) a Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465 foram classificados como franco argiloso, franco argilo arenoso, franco arenoso e franco argiloso, respectivamente. Os solos mais distantes (15 m de distância) das rodovias foram classificados como franco argilo arenoso para todas as rodovias estudadas. Não houve alteração na classificação textural nas amostras de solos próximos a Avenida Brasil. Entretanto, modificações na classificação textural dos solos entre 1 m e 15 m para a Linha Vermelha, Via Dutra e BR-465 foram constatadas e podem estar relacionadas a aterros e a inserção de outros tipos de solos na construção das rodovias. Em resumo, as maiores quantidades de areia na composição granulométrica foram encontradas para os solos classificados como franco arenoso e franco argilo arenoso, indicando maior disponibilidade de metais nesses solos.

Tabela 7 – Propriedades físicas dos solos próximos a Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e Br-465 em diferentes distâncias.

Rodovias	Distância (m)	Umidade (%)	δ (g cm ⁻³)	Composição Granulométrica (%)					Classificação Textural
				Argila	Silte	Fina	Areia Média	Grossa	
Linha Vermelha	1	4,42	2,66	29	30	9	15	17	Franco argiloso
	3	4,81	2,63	25	26	11	18	20	Franco argilo arenoso
	5	4,51	2,65	29	29	8	15	19	Franco argiloso
	10	3,48	2,67	16	27	19	23	15	Franco arenoso
	15	5,78	2,66	23	27	8	14	28	Franco argilo arenoso
Avenida Brasil	1	1,00	2,65	22	23	17	20	18	Franco argilo arenoso
	3	1,22	2,65	21	20	17	24	18	Franco argilo arenoso
	5	1,01	2,67	20	22	19	23	16	Franco argilo arenoso
	10	1,04	2,67	31	21	13	19	16	Franco argilo arenoso
	15	1,05	2,65	25	23	15	20	17	Franco argilo arenoso
Via Dutra	1	1,19	2,58	9	21	16	28	26	Franco arenoso
	3	0,94	2,61	16	12	23	27	22	Franco arenoso
	5	0,58	2,63	8	17	25	28	22	Franco arenoso
	10	0,88	2,62	24	10	15	26	25	Franco argilo arenoso
	15	0,95	2,60	21	12	17	30	20	Franco argilo arenoso
BR-465	1	9,95	2,57	31	25	9	13	22	Franco argiloso
	3	1,88	2,59	21	21	8	14	36	Franco argilo arenoso
	5	3,35	2,60	22	23	10	19	26	Franco argilo arenoso
	10	1,08	2,68	13	17	14	22	34	Franco arenoso
	15	4,64	2,57	23	22	11	17	27	Franco argilo arenoso

6.2. Avaliação do pH nos solos

A mobilidade de metais em solos perto das rodovias é fortemente influenciada pelo pH. O pH do solo em áreas adjacentes a rodovias tem uma grande relação com as atividades de tráfego. Estudos reportam que a abrasão da rodovia muda o valor do pH ao longo do tempo para neutro ou mesmo para o alcalino. O pH alcalino do solo aumenta a retenção do metal. Entretanto, o pH mais ácido de um solo apresenta alta resistência a dessorção e influencia positivamente na mobilidade do metal (Werkenthin et al., 2014). Na Figura 12 observa-se a variação de pH nas amostras de solos em diferentes distâncias (1, 3, 5, 10, 15 m) e profundidades (0-15, 15-30 cm) em amostras de solos próximos às rodovias Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

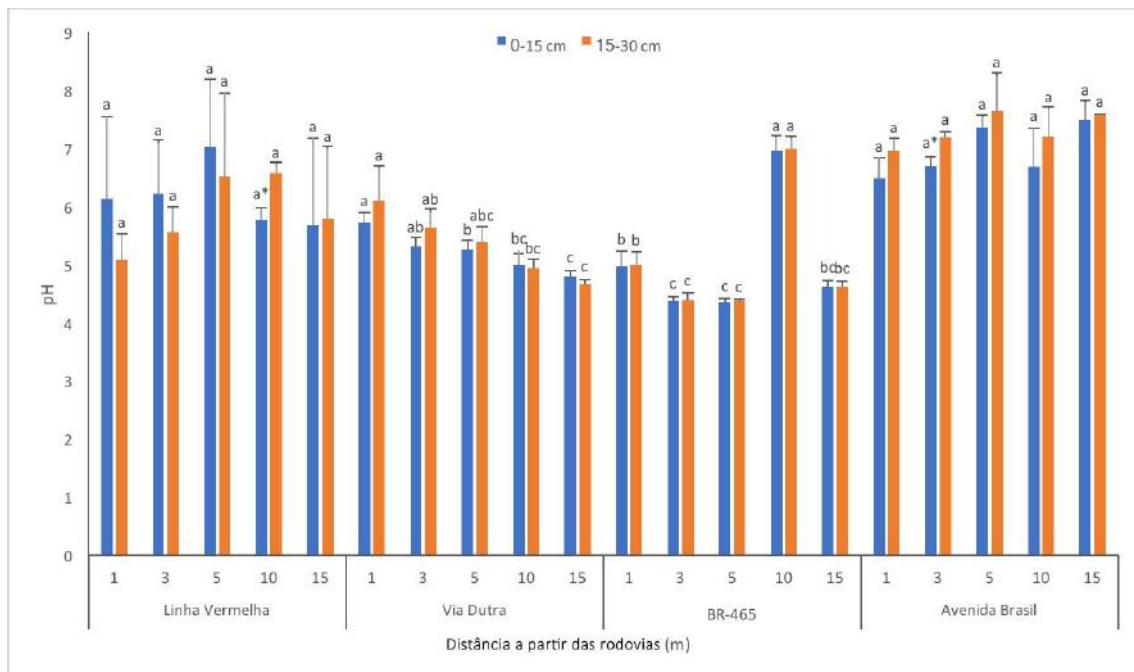


Figura 12 – Variação de pH das amostras de solos em diferentes distâncias (1, 3, 5, 10, 15 m) e profundidades (0-15, 15-30 cm) das rodovias Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. Cada valor é a média de três medições replicadas ± DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a p≤0,05. * Diferença significativa entre as profundidades na mesma distância e rodovia.

Os valores de pH variaram de $5,08 \pm 0,45$ a $7,02 \pm 1,17$ para a Linha Vermelha, $6,49 \pm 0,36$ a $7,65 \pm 0,65$ para a Avenida Brasil, $4,68 \pm 0,07$ a $6,11 \pm 0,60$ para a Via Dutra e $4,28 \pm 0,04$ e $6,97 \pm 0,25$ para a BR-465. Quando comparado as profundidades das rodovias em cada distância, os resultados mostraram que não houve diferença significativa entre os valores de pH. As amostras de solos da Linha Vermelha e da

Avenida Brasil, áreas mais urbanas, o pH variou de 6,00 a 7,00, nas distâncias de até 5 m e profundidade entre 0-15 cm, indicando uma maior retenção de metais, sugerindo a influência do desgaste da rodovia. Já as rodovias Via Dutra e BR-465, mais distantes das áreas urbanas, o pH variou de 4,00 a 6,00 nas distâncias de até 5 m e profundidade entre 0-15 cm, indicando maior mobilidade dos metais. Destaca-se também que na distância de 10 m para BR-465 houve um forte aumento do pH, devido a modificação antrópica do solo nesta distância.

6.3. Avaliação das concentrações de metais nos solos

A Figura 13, em escala logarítmica, mostra as concentrações de metais para Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. Nas rodovias estudadas é possível observar altos teores de Fe, concentrações moderadas para Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr, V, Zn e baixas concentrações Co e Cd.

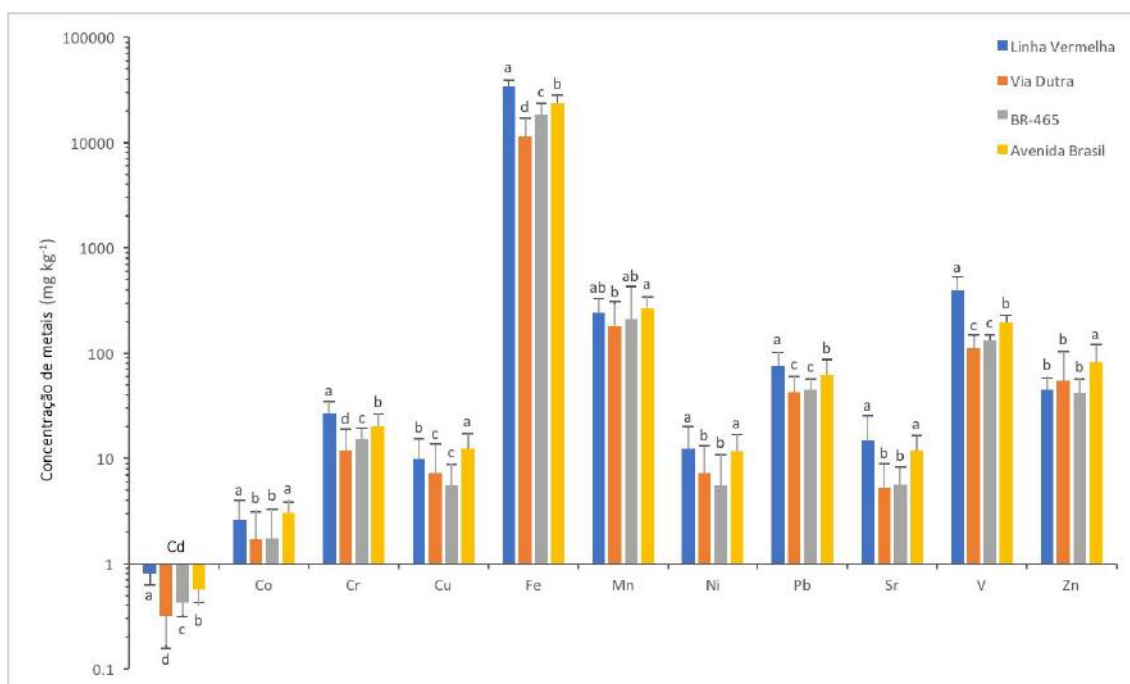


Figura 13 – Variação média das concentrações de metais em solos próximos às rodovias Linha Vermelha, Via Dutra, BR-465 e Avenida Brasil. Cada valor é a média de seis medições replicadas \pm DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a $p \leq 0,05$.

Nas Tabelas 8 e 9 são observadas as concentrações médias de metais obtidas em diferentes distâncias (1, 3, 5, 10 e 15 m) e profundidades (0-15 e 15-30 cm) em amostras de solos próximos às rodovias Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. A Tabela 8 mostra as concentrações de Cd, Co, Cr, Cu, Fe e Mn e a Tabela 9 apresenta as concentrações Ni, Pb, Sr, V e Zn.

As concentrações nas amostras variaram de $1,00 \pm 0,08 - 0,13 \pm 0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cd, $5,43 \pm 0,27 - 0,25 \pm 0,16 \text{ mg kg}^{-1}$ para Co, $36,83 \pm 1,25 - 5,08 \pm 1,01 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cr, $21,00 \pm 4,86 - 1,21 \pm 0,31 \text{ mg kg}^{-1}$ para Cu, $37621,43 \pm 3024,95 - 5655,66 \pm 655,74 \text{ mg kg}^{-1}$ para Fe, $619,33 \pm 99,47 - 24,5 \pm 5,54 \text{ mg kg}^{-1}$ para Mn, $28,00 \pm 12,13 - 1,16 \pm 0,66 \text{ mg kg}^{-1}$ para Ni, $113,17 \pm 10,07 - 21,33 \pm 1,37 \text{ mg kg}^{-1}$ para Pb, $34,5 \pm 5,43 - 2,28 \pm 0,34 \text{ mg kg}^{-1}$ para Sr, $538,33 \pm 137,53 - 81,83 \pm 5,95 \text{ mg kg}^{-1}$ para V e $167,33 \pm 44,32 - 9,72 \pm 1,42 \text{ mg kg}^{-1}$ para Zn. Diversos estudos tem relatado que as concentrações de metais em solos próximos a rodovias diminuem com a distância para a rodovia e com a profundidade do solo (NABULO; ORYEM-ORIGA; DIAMOND, 2006; NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013; GALAL; SHEHATA, 2015). Ao contrário da profundidade de amostragem, a distância da rodovia influenciou significativamente os níveis de metal do solo. Os solos adjacentes a Via Dutra e BR-465 apresentou diminuição nas concentrações de metais com o aumento da distância, indicando forte influência do tráfego. É importante ressaltar que na distância de 10 m a partir da BR-465, foi verificado um aumento expressivo das concentrações de metais, devido a modificações antrópicas nesse solo, assim como mencionado, para os valores de pH nessa distância. Em relação a Linha Vermelha e a Avenida Brasil a menor quantidade de metais a partir da atividade do tráfego não é perceptível quando as distâncias aumentam, devido principalmente a outros fatores antrópicos como o despejo de lixo e a deposição atmosférica nesses solos oriundos da atividade industrial.

Adicionalmente foram realizadas as análises de componentes principais para os solos próximos à Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. Em relação aos solos próximos à Linha Vermelha, os resultados demonstraram que há 3 componentes influenciando esta região. A componente 1 (Cd, Fe, Pb, Sr e V) e a componente 2 (Co, Cr e Mn) estão provavelmente relacionados com a poluição do tráfego e outras atividades antrópicas. Em relação a componente 3 (Cu, Ni, Pb e Zn) os solos da Linha Vermelha sofrem maior influência do tráfego em relação à distância mais próxima da via. No caso dos solos adjacentes à Avenida Brasil, as análises mostraram 2 componentes principais. A componente 1 engloba Cr, Cu, Pb e Zn, Cd, Ni e Sr. As maiores concentrações destes metais podem ser encontradas a 1 m e 15 m da estrada, com níveis mais baixos entre elas. A componente 2 está ligada ao Co, Fe, V e Mn. A

concentração destes metais não diferiu significativamente com a distância da estrada, sugerindo um efeito sinérgico do tráfego e outras ações antrópicas ao longo das diferentes distâncias de amostragem. Para os solos adjacentes à Via Dutra, as análises de componentes principais agrupam todos os elementos sob um único componente. Assim, tendo em conta a distribuição dos elementos ao longo das distâncias de amostragem da estrada, este componente corresponde, provavelmente, à poluição do tráfego. Em relação aos solos próximos à BR-465, há duas componentes. Estas componentes sugerem influência da contaminação do tráfego e na realização de um caminho para pedestres que modificou o solo na distância de 10 m a partir da rodovia.

Tabela 8 – Concentrações médias e desvio padrão de Cd, Co, Cr, Cu, Fe e Mn encontradas em solos das rodovias estudadas.

Rodovias	Profundidade (cm)	Distância (m)	Concentrações média e desvio padrão de metais (mg kg ⁻¹)					
			Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn
Linha Vermelha	0-15	1	0,81±0,12bc	2,5±0,85b	29±11,06ab	11,33±1,51a	34680±2890,39a	233±66,27b
		3	1±0,08a*	1,93±0,15bc	23,5±1,52b*	17,13±16,11a	36608,33±305,71a	207,5±6,35b*
		5	0,57±0,12d	1,73±0,26c	13,33±1,51c*	7,1±2,09a	23057,33±3122,99b*	147,83±15,74c*
		10	0,67±0,05cd	5,43±0,27a*	36,83±1,17a*	8,43±0,56a	35378,5±908,24a	413,33±15,5a*
		15	0,93±0,09ab	1,85±0,24bc	31,5±2,35ab*	8,45±2,76a	36650,17±301,64a	247,5±21,98b
	15-30	1	0,91±0,14a	1,97±0,69b	29,17±4,88ab	9,52±2,82ab	37378,5±1578,46a	164±48,63c
		3	0,86±0,25a	2,02±0,13b	27,17±0,75b	10,7±0,95a	37621,5±3024,97a	269,83±11,67b
		5	0,68±0,03a	1,97±0,16b	17,67±1,21c	8,27±2,3ab	31744,67±2020,61b	166±10,18c
		10	0,77±0,14a	4,82±0,23a	33,33±2,25a	8,98±1,21ab	34751,67±1187,59ab	342,33±15,34a
		15	0,82±0,14a	1,67±0,12b	26,83±1,17b	7,58±1,01b	36646,83±163,56a	239,33±5,68b
Avenida Brasil	0-15	1	0,69±0,06a*	2,43±0,18ab	26,83±1,33a*	21±4,86a*	21496,67±1154,8a*	237,17±18,65ab
		3	0,54±0,05b	3,15±1,15ab	21±3,22abc	16±1,26b	21329,67±6939,56a	299,67±71,1a
		5	0,53±0,06b	3,53±0,76a	15,83±1,83bc	9,35±0,9c	21485,17±3289,86a	306±64,89a*
		10	0,47±0,07b	1,98±0,86b*	13,5±2,59c	7,98±3,15c	20455,17±4849,8a	166±69,37b*
		15	0,65±0,05a	2,68±0,41ab	21,5±9,01ab	9,47±0,87c*	25879,5±3118,37a	239±63,17ab
	15-30	1	0,56±0,07a	2,87±0,45b	30,17±3,25a	15±1,79a	26452,17±2435,17ab	230±19,91c
		3	0,56±0,04a	3,53±0,24ab	21,83±1,17b	15,33±2,07a	24516,33±1918,29ab	313±65,84ab
		5	0,55±0,12a	4,1±0,55a	17,33±2,8c	9,48±1,42b	23121,83±3569,09b	387,17±46,68a
		10	0,59±0,15a	2,97±0,34b	14,83±1,83c	8,38±1,06b	24694±3575,48ab	259,83±39bc
		15	0,49±0,34a	3,08±0,45b	17,17±2,04c	13,03±3,1a	28677,5±3826,67a	222,83±36,96c
Via Dutra	0-15	1	0,61±0,06a	3,57±0,22a	24,17±1,17a	19,67±2,34a	20447,17±1213,42a	342,17±26,7a
		3	0,36±0,06b	2,13±0,6b*	11,33±1,03b	5,8±0,67bc	12744±1365,72b*	233±40,4b*
		5	0,33±0,04b	1,55±0,19c	10,75±1,33b	7,57±1,82b	10424,67±999,53c	189,33±44,55b
		10	0,17±0,03c	0,39±0,37d	5,93±1,98c	3,33±2,28cd	6446,5±1516,42d	80,33±67,38c
		15	0,13±0,03c	0,32±0,08d	5,38±0,88c	2,13±1,26d	5797±582d	29,5±6,19c
	15-30	1	0,47±0,15a	3,68±0,49a	24±2,1a	17,5±2,26a	20558,33±1894,45a	341,5±20,78a
		3	0,38±0,12ab	3,2±0,68a	15,13±4,79b	6,63±0,66b	15659±2269,3b	340,33±72,46a
		5	0,34±0,03abc	1,53±0,14b	10,85±1,3c	6,83±0,71b	10310,83±902,09c	177,67±25,84b
		10	0,16±0,02bc	0,25±0,16c	5,57±1d	1,97±0,66c	6028±843,8d	53,67±39,01c
		15	0,24±0,17c	0,3±0,18c	5,08±1,01d	1,21±0,31c	5655,5±655,74d	24,5±5,54c
BR-465	0-15	1	0,5±0,05a*	1,4±0,23b*	14,5±1,22b*	6,95±1,38b*	15480,83±1083,15b	251,33±72,56b*
		3	0,35±0,05b	1,03±0,37bc	13,72±3,36b	2,8±0,36c*	15421,17±2809,69b	91,5±8,02c
		5	0,36±0,04b	0,98±0,19bc	15,52±1,92ab	6,53±2,55b	15708,67±1848,1b*	83,83±13,85c
		10	0,52±0,09a*	4,8±0,76a	20±3,63a	10,07±1,46a	27437,17±2704,1a	616,33±96,43a
		15	0,41±0,12ab	0,59±0,14c	11,8±2,38b	4,5±1,73bc*	12868,83±1761,36b*	83,5±16,93c
	15-30	1	0,4±0,08b	1,08±0,1b	11,72±1,66c	4,42±0,8b	14380,5±2027,79c	131,67±23,18b
		3	0,4±0,06b	1,3±0,23b	13,5±2,26c	2,33±0,34b	17562,83±1385,1b	97,33±6,31b
		5	0,4±0,06b	0,9±0,27b	17,25±2,14b	4,4±1,63b	18347,5±1479,49b	77,67±19,56b
		10	0,63±0,02a	4,5±0,63a	21,17±1,6a	10,87±3,41a	28449,83±2144,55a	619,33±99,47a
		15	0,31±0,04b	0,77±0,2b	14,5±2,88bc	2,12±0,58b	17334,17±2139,95bc	62,5±23,91b

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a p≤0,05.

* Diferença significativa entre as profundidades na mesma distância e rodovia.

Tabela 9 – Concentrações médias e desvio padrão de Ni, Pb, Sr, V e Zn encontradas em solos das rodovias estudadas.

Rodovias	Profundidade (cm)	Distância (m)	Concentrações médias e desvio padrão de metais (mg kg ⁻¹)				
			Ni	Pb	Sr	V	Zn
Linha Vermelha	0-15	1	28±12,13a*	86±17,82b	17,85±9,48b	389,5±137,17b	58±19,26a
		3	9,1±3,05bc	113,17±10,07a	10,27±1,88bc	514,67±17,07a*	46,17±3,66ab*
		5	5,42±1,11c	41,33±4,76c*	7,63±2,43c	230,83±24,51c*	28,5±3,56c*
		10	18,17±1,17b*	49,33±1,63c*	7,15±0,85c	241±7,77c*	59,67±3,08a*
		15	9,12±0,79bc	79,17±8,57b	34,5±5,43a	537±44,87a*	35,83±2,64bc*
	15-30	1	14,83±2,32a	96,83±15,64a	14,87±5,73b	538,33±137,53a	45,33±23,06ab
		3	8,57±0,73b	106,67±7,87a	9,5±3,27bc	469,17±18,44a	52,33±3,01a
		5	6,58±0,74b	60,33±13,53bc	8,82±2,23bc	287,83±18,26b	34,17±2,71b
		10	15,5±0,55a	44,5±3,62c	6,83±1,77c	290,83±15,66b	48,83±2,86ab
		15	8,25±0,5b	76,83±7,14b	29,33±7,5a	488,83±10,53a	42,67±1,97ab
Avenida Brasil	0-15	1	22,67±8,07a*	86,17±17,74a	11,28±1,56b*	178±10,24a*	167,33±44,32a*
		3	11,93±2,36b	54,5±3,67b	12,17±1,83ab	192±58,98a	102±21,31b
		5	10,73±1,81b*	37,67±4,27b	9,32±1,49b	175,33±26,62a	57,83±4,83b
		10	6,15±2,49b	47±11,42b	8,05±3,15b	169,17±41,02a	48,83±14,08b
		15	8,08±0,92b*	100,17±34,86a	18,67±7,79a	202±17,03a	84±20,24ab
	15-30	1	13,33±1,97a	75,33±3,56a	8,37±1,43c	220±21,22a	85±13,08a
		3	12,83±0,98a	55,67±7,2b	13,17±0,98b	206,83±17,43a	85,67±5,79a
		5	13,67±1,63a	36,33±7,37c	9,92±1,58bc	186±25,15a	53,67±7,2b
		10	8,52±1,01b	46,33±9,35bc	9,53±2,12bc	195,33±32,05a	51,17±8,57b
		15	9,3±0,45b	82±4,6a	17,83±4,54a	216,67±36,45a	86,33±6,65a
Via Dutra	0-15	1	15,33±1,37a	65,33±7,28a	11,6±2,91a	170,33±10,84a	152,33±18,9a
		3	9,4±2,41b	47,17±7,52b*	4,07±0,37b	107,33±10,67b*	46±4,65b
		5	6,42±1,17c	46,67±8,41b	3,87±0,56b*	94,33±6,35bc	59,67±9,83b
		10	2±0,99d	26,17±2,48c	2,98±0,98b	89,67±5,47c	16,87±9,53c
		15	1,53±0,37d	21,33±1,37c	2,42±0,23b	81±3,16c	11,4±1,87c
	15-30	1	16,17±1,47a	65,5±7,69a	12,27±2,8a	172,83±23,45a	131,33±13,81a
		3	12,45±4,48a	57,33±7,69ab	4,5±0,54bc	139,5±14,65b	58,17±2,16b
		5	6,82±1,13b	48,67±5,68b	4,87±0,74b	97,5±7,2c	47,67±21,27b
		10	1,5±0,44c	23,67±1,75c	2,88±0,77bc	84,83±5,91c	13,47±4,81c
		15	1,16±0,66c	21,67±3,27c	2,28±0,34c	81,83±5,95c	9,72±1,42c
BR-465	0-15	1	3,88±0,44b*	61,33±4,63a	5,25±0,43b	126,5±7,74a	76,33±18,75a*
		3	2,98±1,01b	45,67±4,37b	3,9±0,68bc	123±17,27a	39,67±3,72bc
		5	3,12±0,69b	48,33±2,34b	4±0,6bc	131,67±8,16a*	34,33±4,59bc
		10	15,5±2,59a	26±6,42c	10,25±1,83a	135,17±17,16a	45,67±5,39b
		15	2,03±0,51b	44,67±5,01b	3,42±0,8c*	117,67±16,05a*	29,83±3,13c
	15-30	1	3,03±0,68b	57,5±11,57a	6,27±2,39b	118,5±12,88c	51,33±8,52a
		3	3,45±1,28b	45,5±4,32b	4,45±1,04bc	130,83±5,67bc	37,33±2,73b
		5	2,63±0,98b	48,17±5,81ab	4,02±0,71c	153,17±13,32a	30,33±3,93bc
		10	15,83±3,06a	28,33±3,27c	10,25±0,99a	146,67±3,08ab	46,67±5,05a
		15	2,55±0,77b	45±5,83b	4,78±0,49bc	138,33±15,82ab	26,5±3,15c

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a p≤0,05.

* Diferença significativa entre as profundidades na mesma distância e rodovia.

A Tabela 10 mostra os valores de referência de qualidade e os valores de prevenção para solos no Brasil, de acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). O valor de referência de qualidade é definido como a concentração de determinada substância no solo, que define um solo como limpo e os valores de prevenção é a concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo (CONAMA, 2009; CETESB, 2014).

Tabela 10 – Valores de referência e prevenção para metais em solos brasileiros (CONAMA, 2009; CETESB, 2014).

Metais	Valores de referência (mg kg ⁻¹)	Valores de Prevenção (mg kg ⁻¹)
Co	13	25
Cr	40	75
Cu	35	60
Cd	<0.5	1.3
Pb	17	72
Ni	13	30
Zn	60	86

Comparando as concentrações de metais nos solos próximos às rodovias estudadas (Tabela 8 e 9) com os valores de referência de metais para solos situados no Brasil (Tabela 10), Co, Cr e Cu apresentaram concentrações compatíveis com os valores de referência.

Os teores de Cd estão acima dos valores de referência na Linha Vermelha e Avenida Brasil. Na distância de 1m da rodovia Via Dutra encontra-se concentrações de Cd acima de 0,5 mg kg⁻¹ e na BR-465 as concentrações de Cd ultrapassaram o valor de referência em solos superficiais (0-15 cm) e próximo à rodovia (1 m) e na distância de 10 m em ambas as profundidades. Em relação ao Pb as concentrações encontradas foram acima do valor de referência (17 mg kg⁻¹) para todas as rodovias. O teor de Pb também foi acima do valor de prevenção na Linha vermelha para amostras situadas nas distâncias de 1,3, 10 e 15 m e com profundidade de 0-15 cm. Para profundidade de 15-30 cm as concentrações de Pb extrapolaram os valores de prevenção nas distâncias de 1,3, 10 e 15 m. As amostras localizadas na Avenida Brasil também foram acima do valor

de prevenção em solos superficiais e nas distâncias de 10 e 15 m. Para a profundidade de 15-30 cm o alto teor de Pb foi para a distância de 10 m. As concentrações de Ni foram acima do valor de referência para Linha Vermelha (1, 5 m; 0-15 cm e 10 m; 15-30 cm), Avenida Brasil (1, 3 m; 0-15 cm e 1, 3, 5 m; 15-30 cm), Via Dutra (1 m; 0-15 cm e 1, 5 m; 15-30 cm) e BR-465 na distância de 10 m em ambas as profundidades. O teor de Zn foi acima dos valores de prevenção na Avenida Brasil (1, 3, 15 m; 0-15, 15-30 cm), Via Dutra (1 m; 0-15, 15-30 cm) e BR-465 (1 m; 0-15 cm). Em relação ao V não há uma estimativa da concentração média para solos brasileiros. Entretanto, a literatura indica que concentrações aceitáveis para V devem ser até 50 mg kg⁻¹ (SEZGIN et al., 2004). Os solos das rodovias estudadas apresentaram altas concentrações de V para todas as profundidades e distâncias.

Diversas causas podem estar relacionadas a contaminação desses metais em solos próximos a estas rodovias. O consumo de óleo do motor é responsável pela maior parte das emissões de Cd, Cr, Ni, Zn e Cu, o desgaste dos pneus contribui para a emissão de Zn, Cd, Co e Pb; o desgaste do freio é a mais importante fonte de emissões de Cd, Cr, Ni, Cu, Zn e Pb (DENIER VAN DER GON et al., 2007; FAIZ et al., 2009; NAZZAL; ROSEN; AL-RAWABDEH, 2013). As baterias de veículos contribuem para a contaminação de Ni, Cd e Pb (NORDBERG et al., 2007). Os combustíveis emitem Cd, Cr, Ni e Zn (DE SILVA et al., 2016). Os materiais utilizados no asfalto contêm diferentes tipos de metais, incluindo Cu, Zn, Cd, Pb e V (KABATA-PENDIAS, 2011; ZHANG et al., 2012). As rodovias com estruturas galvanizadas são outra fonte de contaminação de Zn, Cd e Cu devido a corrosão, os quais podem ser carregados pela chuva (KLUGE; WESSOLEK, 2012).

Em relação ao Fe e Mn ocorrem em grande abundância em solo brasileiro. Entretanto, o Fe e o Mn quando co-ocorrem com outros metais como Ni, Cu, Zn, Cr, Pb e Cd podem indicar uma influência na contaminação por fontes de tráfego devido à presença destes elementos no desgaste dos pneus e freios. Além disso, os óxidos de Fe são também usados como agentes de abrasão na lona de freio e nas faixas de pneus. O Fe também ocorre na forma de partículas ferrimagnéticas que são característicos das emissões industriais e urbanas (WAWER et al., 2015).

Diversos métodos têm sido propostos para quantificar o grau de poluição nos solos. Os Índice de Geoacumulação (Igeo) e o Índice de Poluição (Pi), utilizados aqui, são alguns dos modelos atualmente estudados como métodos para avaliar o nível de contaminação em solos próximos a rodovias (MALKOC; YAZICI; SAVAS KOPARAL, 2010). O Igeo e o Pi são definidos pela equação 12 e 13, respectivamente.

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad (12)$$

$$P_i = \frac{C_n}{B_n} \quad (13)$$

Onde C_n (mg kg^{-1}) é concentração mensurada do elemento n no solo, e B_n (mg kg^{-1}) é a concentração de referência do solo para o elemento n

O I_{geo} é classificado da seguinte forma: $I_{geo} \leq 0$ – solo não poluído; $0 < I_{geo} \leq 1$ – entre não poluído e moderadamente poluído; $1 < I_{geo} \leq 2$ – moderadamente poluído; $2 < I_{geo} \leq 3$ – entre moderadamente e altamente poluído; $3 < I_{geo} \leq 4$ – altamente poluído; $4 < I_{geo} \leq 5$ – entre altamente e extremamente poluído; $I_{geo} > 5$ – extremamente poluído.

A Tabela 11 mostra os valores de I_{geo} calculados para Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn nos solos ao lado das rodovias estudados de acordo com a profundidade do solo e a distância da estrada. Todas as amostras com concentrações de Co, Cr, Cu indicaram que não há poluição nos solos ($I_{geo} \leq 0$). A Linha vermelha e a Avenida Brasil apresentaram na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm um I_{geo} de 0.52 e 0.23 para Ni, indicando que o solo é não poluído para moderadamente poluído ($0 < I_{geo} \leq 1$). Em relação ao Cd, somente a Linha Vermelha apresentou um solo não poluído para moderadamente poluído para as distâncias de 1, 3 e 15 m na profundidade de 0-15 cm e nas distâncias de 1, 3, 5, 10 e 15 m para a profundidade de 15-30 cm ($0 < I_{geo} \leq 1$). Todas as amostras coletadas próximas às rodovias apresentaram solos moderadamente poluído ($1 < I_{geo} \leq 2$) e moderadamente para fortemente poluído ($2 < I_{geo} \leq 3$) para Pb. Em relação ao V, a Linha Vermelha e a Avenida Brasil apresentaram solos moderadamente poluído ($1 < I_{geo} \leq 2$) e moderadamente para fortemente poluído ($2 < I_{geo} \leq 3$); o solo da Via Dutra foi avaliado como moderadamente poluído ($1 < I_{geo} \leq 2$) para as distâncias de 1 m (profundidade de 0-15 cm) e 1, 5 m (profundidade de 0-30) e para as distâncias de 3, 5, 10 m (profundidade de 0-15 cm) e 3 m (profundidade de 15-30 cm), o solo foi classificado como não poluído para moderadamente poluído ($0 < I_{geo} \leq 1$); a BR-465 apresentou um solo não poluído para moderadamente poluído ($0 < I_{geo} \leq 1$) em todas as distâncias e profundidades. Para o Zn, os solos foram avaliados como moderadamente poluído ($0 < I_{geo} \leq 1$) na profundidade de 0-15 cm e distâncias de 1, 3 m para a Avenida Brasil e nas distâncias de 1 m para a Via Dutra e BR-465.

Tabela 11 – Índice de geoacumulação (Igeo) em solos próximos às rodovias estudadas a partir de diferentes profundidades e distâncias.

Rodovias	Profundidade (cm)	Distância (m)	Igeo							
			Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Linha Vermelha	0-15	1	0,12	-2,95	-1,04	-2,20	0,52	1,75	2,38	-0,64
		3	0,41	-3,31	-1,37	-1,62	-1,12	2,15	2,78	-0,97
		5	-0,40	-3,49	-2,17	-2,89	-1,85	0,70	1,62	-1,65
		10	-0,16	-1,84	-0,70	-2,64	-0,11	0,96	1,68	-0,60
		15	0,31	-3,40	-0,93	-2,62	-1,10	1,63	2,84	-1,33
	15-30	1	0,27	-3,31	-1,04	-2,48	-0,39	1,92	2,84	-1,00
		3	0,19	-3,26	-1,14	-2,28	-1,18	2,07	2,64	-0,78
		5	-0,13	-3,32	-1,77	-2,66	-1,57	1,24	1,94	-1,40
		10	0,04	-2,02	-0,85	-2,55	-0,33	0,81	1,96	-0,88
		15	0,13	-3,55	-1,16	-2,79	-1,24	1,59	2,70	-1,08
Avenida Brasil	0-15	1	-0,12	-3,00	-1,17	-1,30	0,23	1,76	1,25	0,89
		3	-0,47	-2,64	-1,51	-1,73	-0,73	1,10	1,35	0,18
		5	-0,51	-2,47	-1,92	-2,49	-0,85	0,57	1,23	-0,64
		10	-0,66	-3,29	-2,16	-2,72	-1,67	0,88	1,17	-0,89
		15	-0,20	-2,86	-1,48	-2,43	-1,27	1,97	1,43	-0,10
	15-30	1	-0,43	-2,77	-1,00	-1,81	-0,54	1,56	1,55	-0,08
		3	-0,44	-2,47	-1,46	-1,79	-0,62	1,12	1,46	-0,07
		5	-0,44	-2,25	-1,80	-2,49	-0,52	0,51	1,31	-0,75
		10	-0,34	-2,72	-2,02	-2,65	-1,20	0,87	1,38	-0,82
		15	-0,61	-2,66	-1,80	-2,00	-1,06	1,69	1,53	-0,06
Via Dutra	0-15	1	-0,31	-2,45	-1,31	-1,40	-0,35	1,36	1,18	0,76
		3	-1,19	-3,66	-2,47	-2,79	-1,61	0,87	0,33	-0,60
		5	-1,05	-3,20	-2,43	-3,18	-1,06	0,88	0,52	-0,97
		10	-2,17	-5,63	-3,34	-3,98	-3,29	0,04	0,25	-2,40
		15	-2,51	-5,93	-3,48	-4,63	-3,67	-0,27	0,11	-2,97
	15-30	1	-0,68	-2,41	-1,33	-1,60	-0,28	1,36	1,20	0,55
		3	-1,14	-3,65	-2,48	-2,94	-1,51	0,93	0,38	-0,63
		5	-0,99	-2,60	-1,99	-2,99	-0,65	1,17	0,89	-0,92
		10	-2,24	-6,26	-3,42	-4,75	-3,69	-0,11	0,18	-2,74
		15	-1,64	-6,04	-3,56	-5,44	-4,05	-0,24	0,13	-3,21
BR-465	0-15	1	-0,60	-3,79	-2,07	-2,92	-2,32	1,27	0,75	-0,24
		3	-1,10	-4,23	-2,13	-4,24	-2,71	0,84	0,71	-1,18
		5	-1,06	-4,32	-1,95	-3,01	-2,64	0,92	0,81	-1,38
		10	-0,54	-2,03	-1,59	-2,38	-0,32	0,02	0,85	-0,98
		15	-0,89	-5,05	-2,36	-3,54	-3,26	0,81	0,65	-1,60
	15-30	1	-0,92	-4,17	-2,37	-3,57	-2,69	1,17	0,66	-0,81
		3	-0,94	-3,89	-2,15	-4,49	-2,49	0,84	0,80	-1,27
		5	-0,92	-4,43	-1,80	-3,58	-2,88	0,92	1,03	-1,57
		10	-0,26	-2,12	-1,51	-2,28	-0,30	0,14	0,97	-0,94
		15	-1,29	-4,66	-2,06	-4,63	-2,93	0,82	0,88	-1,76

O Índice de Poluição (Pi) é outro parâmetro importante utilizado para identificar níveis de poluição ambiental. A classificação Pi é dada da seguinte forma: nível baixo de poluição ($Pi \leq 1$), nível médio de poluição ($1 < Pi \leq 3$) e nível alto de poluição ($Pi > 3$). A Tabela 12 mostra os índices Pi dos solos estudados das estradas de acordo com a distância da rodovia e da profundidade do solo para os seguintes metais: Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn.

Os índices Pi indicaram baixos níveis de poluição ($Pi \leq 1$) para Co, Cr e Cu em todas as amostras próximas às rodovias estudadas. Para o Cd, os índices Pi foram considerados níveis médios de poluição ($1 < Pi \leq 3$) para a Linha Vermelha e Avenida Brasil. Em relação ao Ni, a Linha Vermelha apresentou alto nível de poluição ($Pi > 3$) na distância de 1 m (profundidade 0-15 cm); a Avenida Brasil e a Via Dutra indicaram níveis moderados de poluição ($1 < Pi \leq 3$) na distância de 1 m em ambas as profundidades. Os índices Pi para o Pb e V variaram entre os níveis médio ($1 < Pi \leq 3$) e de alta poluição ($Pi > 3$) em todas as rodovias. Entretanto destaca-se o nível elevado de poluição para o V na Linha Vermelha e Avenida Brasil. O Pi para o Zn apresentou nível de poluição moderada ($1 < Pi \leq 3$) principalmente na distância de 1 e profundidade de 0-15 cm na Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

Tabela 12 – Índice de poluição (Pi) de metais em solos próximos às rodovias estudadas a partir de diferentes profundidades e distâncias.

Rodovia	Profundidade (cm)	Distância (m)	Pi							
			Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Linha Vermelha	0-15	1	1,63	0,19	0,73	0,33	2,15	5,05	7,79	0,97
		3	1,99	0,15	0,58	0,49	0,69	6,66	10,29	0,77
		5	1,13	0,13	0,33	0,20	0,42	2,44	4,62	0,48
		10	1,35	0,42	0,92	0,24	1,39	2,91	4,82	0,99
		15	1,86	0,14	0,79	0,24	0,70	4,66	10,74	0,60
	15-30	1	1,81	0,15	0,73	0,27	1,14	5,69	10,77	0,75
		3	1,72	0,16	0,68	0,31	0,66	6,28	9,38	0,87
		5	1,37	0,15	0,44	0,24	0,50	3,55	5,76	0,57
		10	1,54	0,37	0,83	0,26	1,20	2,63	5,82	0,81
		15	1,64	0,13	0,67	0,22	0,63	4,52	9,78	0,71
Avenida Brasil	0-15	1	1,38	0,19	0,66	0,61	1,75	5,07	3,56	2,79
		3	1,08	0,24	0,53	0,45	0,90	3,21	3,84	1,70
		5	1,05	0,27	0,40	0,27	0,83	2,22	3,51	0,96
		10	0,95	0,15	0,34	0,23	0,47	2,76	3,38	0,81
		15	1,30	0,21	0,54	0,28	0,62	5,89	4,04	1,40
	15-30	1	1,11	0,22	0,75	0,43	1,03	4,44	4,40	1,42
		3	1,11	0,27	0,55	0,43	0,97	3,27	4,14	1,42
		5	1,10	0,32	0,43	0,27	1,05	2,14	3,73	0,89
		10	1,19	0,23	0,37	0,24	0,65	2,73	3,91	0,85
		15	0,98	0,24	0,43	0,37	0,72	4,83	4,33	1,44
Via Dutra	0-15	1	1,21	0,27	0,61	0,57	1,17	3,85	3,40	2,54
		3	0,66	0,12	0,27	0,22	0,49	2,75	1,88	0,99
		5	0,73	0,16	0,28	0,17	0,72	2,77	2,14	0,77
		10	0,33	0,03	0,15	0,10	0,15	1,54	1,79	0,28
		15	0,26	0,02	0,13	0,06	0,12	1,25	1,62	0,19
	15-30	1	0,93	0,28	0,60	0,50	1,23	3,85	3,46	2,19
		3	0,68	0,12	0,27	0,20	0,53	2,87	1,95	0,97
		5	0,76	0,25	0,38	0,19	0,96	3,37	2,79	0,80
		10	0,32	0,02	0,14	0,06	0,12	1,39	1,69	0,22
		15	0,48	0,02	0,13	0,03	0,09	1,27	1,64	0,16
BR-465	0-15	1	0,99	0,11	0,36	0,20	0,30	3,61	2,53	1,27
		3	0,70	0,08	0,34	0,08	0,23	2,68	2,46	0,66
		5	0,72	0,08	0,39	0,19	0,24	2,85	2,63	0,57
		10	1,04	0,37	0,50	0,29	1,21	1,53	2,70	0,76
		15	0,81	0,05	0,29	0,13	0,16	2,63	2,36	0,50
	15-30	1	0,79	0,08	0,29	0,13	0,23	3,39	2,37	0,86
		3	0,78	0,10	0,34	0,07	0,27	2,69	2,62	0,62
		5	0,79	0,07	0,43	0,13	0,20	2,83	3,07	0,50
		10	1,25	0,35	0,53	0,31	1,22	1,66	2,93	0,78
		15	0,61	0,06	0,36	0,06	0,20	2,64	2,77	0,44

6.4. Metais extraíveis dos solos

Os metais extraíveis dos solos por solução de ácido acético têm um papel importante na fitorremediação, pois o principal requisito para a acumulação de metal por uma espécie de planta é a solubilidade do metal na solução do solo. Um vegetal só pode extrair o metal do solo se esse estiver na forma solúvel (PINTO; AGUIAR; FERREIRA, 2014; SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016).

As Tabelas 13 e 14 mostram as concentrações médias de metais extraíveis por solução de ácido acético obtidas em diferentes distâncias (1, 3, 5, 10 e 15 m) e profundidades (0-15 e 15-30 cm) em amostras de solos próximos às rodovias Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. A Tabela 13 apresenta as concentrações de Al, Cd, Co, Cr, Cu e Fe e a Tabela 14 mostra as concentrações de Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn. Em geral, os solos em todas as rodovias apresentaram alta solubilidade para Al, uma solubilidade moderada para Mn, Fe, Zn e Sr e baixa solubilidade para Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e V. Destaca-se também que as distâncias próximas às rodovias (1 m) e em profundidade superficial (0-15 cm) foram os solos que demonstraram maiores concentrações disponíveis de metais para os vegetais devido aos maiores impactos causados principalmente pela atividade de tráfego.

Com base na disponibilidade de metal para a absorção por plantas, as frações metálicas podem ser classificadas em três tipos: frações disponíveis, indisponíveis e trocáveis. Os metais que são extraíveis estão presentes na solução do solo como íons metálicos livres e complexos metálicos solúveis. Os metais não disponíveis estão presentes em diferentes frações, como as frações quimicamente ligadas à matéria orgânica, precipitadas como óxidos, hidróxidos e carbonatos, e/ou incorporadas na estrutura dos minerais de silicatos e, portanto, são muito mais difíceis de serem absorvidas por uma planta. Entre disponível e não disponível estão as frações permutáveis, como as frações ligadas a matéria orgânica, carbonatos ou óxidos de Fe-Mn, que são parcialmente extraídos pelas plantas (PINTO; AGUIAR; FERREIRA, 2014; SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016). Uma das formas de mostrar essas associações é construir a matriz de correlação de Pearson. Esta ferramenta estatística é uma relação inter-elementar capaz de obter informações sobre as fontes dos metais. As Tabelas 15, 16, 17 e 18 mostram as matrizes de correlações na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm para a Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465, respectivamente. Algumas correlações significativas entre os metais foram encontradas, principalmente relacionadas ao Al, Fe e Mn, indicando que a maior parte da contaminação por metais em solos próximos das rodovias estudadas provém de uma

única fonte, relacionada ao tráfego de veículos. Destaca-se as correlações entre Al:Co (0,93), Al:Cu (0,85), Al:Mn (0,91), Al:Sr (0,996), Fe:Cr (0,75), Fe:V (0,77), Mn:Cd (0,89), Mn:Co (0,95), Mn:Cr (0,74), Mn:Cu (0,68), Mn:Sr (0,92) para a Linha Vermelha. Em relação a Avenida Brasil, as principais correlações foram Al:Sr (0,83), Fe:Co (0,88), Fe:Ni (0,81), Fe:V (0,98). No caso da Via Dutra as correlações essenciais foram Al:Cu (0,79), Al:Sr (0,95), Al:Zn (0,85), Fe:Mn (0,73), Fe:Ni (0,79), Fe:V (0,83), Mn:Cd (0,76), Mn:Co (0,82), Mn:Ni (0,78). Para a BR-465 as correlações relevantes foram Al:Cr (0,81), Al:Sr (0,98), Fe:Cr (0,77), Fe:Ni (0,82), Fe:V (0,99), Mn:Cd (0,80), Mn:Co (0,90), Mn:Cu (0,92), Mn:Zn (0,99).

Além disso, as correlações mostraram grande influência do pH, matéria orgânica (MO) e da capacidade de troca de cátions (CTC) com os metais em todos solos próximos as rodovias estudadas. Na Linha Vermelha altas correlações foram encontradas para pH:Al (0,99), pH:Cd (0,99), pH:Co (0,98), pH:Fe (0,92), pH:Mn (0,99), pH:Sr (0,98), MO:Al (0,99), MO:Cd (0,99), MO:Co (0,95), MO:Mn (0,99), MO:Sr (0,99) e CTC:V (0,89). Para a Avenida Brasil fortes correlações foram principalmente relacionadas a MO:Cd (0,96), MO:Cu (0,90), MO:Pb (0,89), MO:Sr (0,99) e MO: Zn (0,90). As correlações destacáveis para Via Dutra foram pH:Al (0,95), pH:Cd (0,87), pH:Co (0,91), pH:Cu (0,86), pH:Fe (0,98), pH:Mn (0,81), pH:Ni (0,99), pH:Sr (0,91), pH:V (0,95) e CTC:Pb (0,91). Fortes correlações também foram observadas para a BR-465 tais como pH:Cd (0,94), pH:Co (0,97), pH:Cu (0,86), pH:Fe (0,83), pH:Mn (0,98), pH:Ni (0,99), pH:Pb (0,81), pH:Zn (0,99), MO:Co (0,96), MO:Cr (0,81), MO:Fe (0,99), MO:Ni (0,92), MO:Pb (0,99), MO:V (0,98), MO:Zn (0,87), CTC:Al (0,95) e CTC: Sr (0,99).

No tópico 6.2 denominado avaliação de pH explica detalhadamente a influência do pH dos solos estudados na mobilidade dos metais, onde indica que solos mais ácidos contem concentrações de metais com maior mobilidade. Entretanto os desgastes das rodovias tendem a modificar os valores do pH para neutros ou alcalinos, fazendo os metais ficarem menos disponíveis. A seguir será discutido a influência da MO e CTC nos solos próximos as rodovias (1 m) e com profundidade de 0-15 cm.

Tabela 13 – Concentrações médias e desvio padrão de Al, Cd, Co, Cr, Cu e Fe, realizado com solução de ácido acético para as diferentes distâncias e profundidades em amostras de solos das rodovias estudadas.

Rodovias	Profundidade (cm)	Distância (m)	Concentrações médias e desvio padrão de metais (mg kg ⁻¹)					
			Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
Linha Vermelha	0-15	1	1956,71±1098,25	0,04±0,01	0,11±0,04	0,13±0,08	0,43±0,08	420,86±276,08
		3	735,84±8,57	0,03±0,01	0,07±0,00	0,03±0,00	0,16±0,02	9,46±1,08
		5	1400,41±15,85	0,02±0,00	0,14±0,01	0,12±0,01	0,15±0,01	22,38±0,48
		10	864,33±8,16	0,01±0,00	0,50±0,00	0,07±0,01	0,22±0,02	13,65±1,95
		15	1702,30±53,61	<0,01	0,10±0,01	0,28±0,00	0,01±0,00	707,76±33,09
	15-30	1	28,52±4,83	0,02±0,00	0,04±0,02	0,03±0,01	0,21±0,04	15,17±1,87
		3	528,37±11,04	0,03±0,00	0,09±0,01	0,03±0,01	1,32±1,65	7,16±0,80
		5	1169,77±19,66	0,02±0,01	0,13±0,00	0,08±0,01	0,14±0,01	16,82±0,68
		10	617,36±20,60	0,02±0,00	0,42±0,01	0,05±0,01	0,29±0,13	7,15±0,78
		15	1312,34±6,68	0,02±0,01	0,11±0,00	0,19±0,01	<0,01	568,03±11,33
Avenida Brasil	0-15	1	472,55±71,45	0,13±0,04	0,22±0,00	0,04±0,01	1,40±0,08	6,22±0,83
		3	295,12±177,81	0,10±0,04	0,25±0,03	0,04±0,01	0,87±0,14	15,31±6,17
		5	355,89±214,09	0,04±0,01	0,34±0,01	0,05±0,02	0,78±0,15	6,91±3,92
		10	302,79±184,29	0,05±0,01	0,17±0,06	0,11±0,07	0,46±0,25	10,19±5,03
		15	482,77±45,73	0,09±0,02	0,18±0,02	0,02±0,00	1,89±2,11	8,35±1,87
	15-30	1	577,71±59,46	0,07±0,01	0,30±0,01	0,07±0,01	1,56±0,14	7,65±1,33
		3	415,20±10,07	0,07±0,00	0,29±0,01	0,09±0,08	0,92±0,06	8,34±1,44
		5	34,65±2,90	0,03±0,02	0,43±0,03	0,07±0,01	0,53±0,08	4,17±1,07
		10	310,00±189,14	0,03±0,02	0,26±0,03	0,13±0,08	0,47±0,14	4,83±0,53
		15	545,45±100,12	0,10±0,02	0,19±0,02	<0,01	0,37±0,15	8,41±2,07
Via Dutra	0-15	1	2218,85±524,61	0,08±0,01	0,24±0,03	0,09±0,02	1,47±0,47	8,26±0,93
		3	782,75±180,36	0,04±0,01	0,11±0,00	0,07±0,01	0,48±0,13	11,11±2,67
		5	594,91±113,21	0,03±0,00	0,21±0,03	0,04±0,01	0,23±0,12	5,87±2,19
		10	495,66±131,20	0,01±0,00	0,07±0,02	0,04±0,01	0,04±0,02	7,93±1,84
		15	459,80±17,27	<0,01	0,07±0,02	0,05±0,01	0,13±0,08	16,30±0,77
	15-30	1	2219,83±497,75	0,07±0,01	0,20±0,01	0,11±0,02	0,91±0,12	7,75±0,32
		3	745,40±161,26	0,02±0,01	0,10±0,02	0,06±0,02	0,26±0,07	8,79±1,58
		5	205,57±226,31	0,02±0,00	0,28±0,03	0,03±0,01	0,21±0,02	4,16±1,08
		10	363,91±226,48	0,01±0,00	0,06±0,02	0,04±0,01	<0,01	8,92±2,07b
		15	595,34±49,31	<0,01	0,11±0,01	0,06±0,00	0,14±0,02	22,42±4,93
BR-465	0-15	1	296,74±260,03	0,10±0,02	0,13±0,02	0,07±0,01	0,26±0,02	8,84±2,79
		3	674,61±55,23	0,04±0,01	0,05±0,02	0,11±0,00	0,22±0,08	25,01±0,49
		5	657,21±27,01	0,02±0,00	0,09±0,01	0,12±0,01	0,82±0,55	30,28±2,12
		10	670,35±58,37	<0,01	0,42±0,04	0,04±0,01	0,30±0,05	2,33±0,13
		15	538,17±51,87	0,02±0,00	0,05±0,01	0,10±0,01	0,28±0,11	25,49±3,38
	15-30	1	580,70±72,92	0,04±0,01	0,08±0,03	0,07±0,02	0,25±0,08	11,30±2,19
		3	625,91±107,36	0,02±0,00	0,03±0,01	0,10±0,01	0,09±0,01	19,61±3,33
		5	712,75±60,34	0,02±0,00	0,07±0,02	0,14±0,01	0,40±0,10	26,45±1,74
		10	602,07±28,92	0,02±0,00	0,40±0,03	0,06±0,00	0,79±0,64	2,77±0,37
		15	657,09±107,54	<0,01	0,04±0,01	0,11±0,01	0,11±0,06	23,16±1,68

Tabela 14 – Concentrações médias e desvio padrão de Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn, realizado com solução de ácido acético para as diferentes distâncias e profundidades em amostras de solos das rodovias estudadas.

Rodovias	Profundidade (cm)	Distância (m)	Concentrações médias e desvio padrão de metais (mg kg ⁻¹)					
			Mn	Ni	Pb	Sr	V	Zn
Linha Vermelha	0-15	1	19,66±2,38	0,17±0,07	0,80±0,34	4,07±0,96	0,07±0,02	8,09±6,43
		3	18,24±0,51	0,15±0,06	1,06±0,44	2,02±0,05	0,05±0,01	6,26±0,71
		5	15,49±0,38	0,32±0,14	0,46±0,15	2,58±0,09	0,01±0,00	1,83±0,07
		10	31,08±0,58	0,37±0,10	0,54±0,10	1,78±0,02	0,07±0,00	3,29±0,18
		15	29,19±0,36	0,40±0,13	0,22±0,08	7,04±0,08	0,04±0,01	3,05±0,09
	15-30	1	9,20±1,21	0,23±0,11	0,71±0,32	1,80±0,16	0,03±0,03	1,55±0,60
		3	24,97±0,29	0,40±0,07	0,69±0,25	2,56±0,04	0,03±0,02	8,24±0,22
		5	16,20±0,35	0,29±0,10	0,70±0,19	2,92±0,08	0,02±0,00	2,80±0,07
		10	23,82±0,10	0,30±0,03	0,50±0,09	1,86±0,03	0,01±0,00	2,02±0,26
		15	32,48±0,73	0,59±0,09	0,21±0,08	6,31±0,07	0,04±0,003	6,24±0,08
Avenida Brasil	0-15	1	22,35±0,29	2,52±1,29	0,36±0,04	5,51±0,41	0,06±0,02	588,02±83,12
		3	27,03±2,08	0,34±0,03	0,23±0,06	5,17±0,62	0,13±0,02	28,68±11,40
		5	32,79±2,02	0,32±0,09	0,36±0,12	4,41±0,30	0,09±0,02	10,46±2,86
		10	18,45±5,57	0,14±0,06	0,34±0,23	3,81±1,03	0,07±0,02	8,99±1,97
		15	23,16±5,24	0,28±0,10	0,42±0,05	11,85±4,76	0,10±0,04	22,13±5,42
	15-30	1	25,40±0,27	0,67±0,28	0,73±0,04	4,42±0,20i	0,02±0,00	22,41±3,89
		3	30,24±1,02	0,41±0,04	0,26±0,04	5,84±0,59	0,09±0,02	18,78±1,38
		5	38,08±1,36	0,47±0,23	0,29±0,11	5,07±0,97	0,05±0,02	6,72±1,55
		10	27,02±4,14	0,18±0,04	0,28±0,17	4,42±1,38	0,05±0,02	6,83±1,61
		15	21,95±1,87	0,28±0,09	0,59±0,11	11,83±3,42	0,08±0,03	21,36±2,38
Via Dutra	0-15	1	24,93±1,82	0,69±0,10	0,50±0,20	5,43±1,10	0,09±0,05	22,93±3,41
		3	15,09±3,26	0,49±0,02	0,54±0,08	2,01±0,14	0,05±0,02	12,82±3,36
		5	21,53±2,13	0,51±0,07	0,47±0,13	2,19±0,14	0,05±0,02	10,37±10,37
		10	13,53±5,20	0,30±0,11	0,31±0,11	1,87±0,49	0,06±0,00	4,94±3,50
		15	3,60±0,53	0,13±0,05	0,14±0,09	1,31±0,10	0,03±0,02	2,42±0,59
	15-30	1	22,98±2,30	0,64±0,26	0,32±0,07	5,89±1,01	0,13±0,04	17,31±2,88
		3	16,11±2,30	0,38±0,05	0,59±0,16	2,54±0,32	0,09±0,00	12,63±12,63
		5	26,99±3,50	0,59±0,25	0,64±0,13	2,43±0,18	0,06±0,02	7,48±1,69
		10	6,92±5,68	0,28±0,13	0,26±0,10	1,64±0,41	0,04±0,02	3,17±2,20
		15	2,51±0,67	0,36±0,23	0,38±0,05	1,27±0,08	0,06±0,01	1,10±0,25
BR-465	0-15	1	24,51±6,85	0,27±0,01	0,32±0,20	2,28±0,36	0,03±0,00	26,70±4,68
		3	7,04±0,68	0,32±0,24	0,81±0,08	1,50±0,03	0,04±0,02	14,68±0,58
		5	7,63±1,33	0,29±0,27	0,82±0,05	1,31±0,09	0,05±0,00	9,85±0,53
		10	523,55±15,98	0,57±0,35	<0,01	4,35±0,10	0,04±0,02	3,57±0,52
		15	8,69±0,28	0,08±0,01	0,60±0,02	1,55±0,14	0,04±0,01	7,88±1,10
	15-30	1	11,36±3,11	0,24±0,01	0,61±0,06	1,95±0,37	0,02±0,00	18,64±2,91
		3	5,03±0,66	0,10±0,04	0,83±0,08	1,38±0,05	0,03±0,02	10,72±0,87
		5	6,66±1,51	0,08±0,01	0,80±0,06	1,41±0,09	0,02±0,00	8,88±0,31
		10	483,58±32,50	0,30±0,06	<0,01	4,25±0,24	0,05±0,02	6,29±4,57
		15	5,46±0,86	0,34±0,29	0,82±0,21	1,56±0,21	0,02±0,01	5,96±0,41

Tabela 15 – Matriz de correlação de Pearson para as amostras de solos da Linha Vermelha na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm.

	<i>pH</i>	<i>MO</i>	<i>CTC</i>	<i>Al</i>	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Zn</i>
pH	1,0000														
MO	0,9924	1,0000													
CTC	-0,2930	-0,4086	1,0000												
Al	0,9849	0,9987	-0,4541	1,0000											
Cd	0,9997	0,9953	-0,3178	0,6401	1,0000										
Co	0,9849	0,9560	-0,1228	0,9306	0,7208	1,0000									
Cr	0,7641	0,6788	0,3928	0,6074	0,6376	0,7789	1,0000								
Cu	0,7875	0,8575	-0,8200	0,8482	0,2929	0,8233	0,4426	1,0000							
Fe	0,9150	0,8582	0,1177	0,2727	0,4258	0,3200	0,7553	0,0433	1,0000						
Mn	0,9999	0,9944	-0,3095	0,9057	0,8893	0,9508	0,7379	0,6796	0,3795	1,0000					
Ni	-0,5538	-0,4469	-0,6339	-0,5073	-0,5243	-0,7561	-0,9386	-0,5080	-0,5804	-0,6580	1,0000				
Pb	-0,5375	-0,4294	-0,6488	-0,4602	-0,5246	-0,7037	-0,9662	-0,3832	-0,6513	-0,6208	0,9797	1,0000			
Sr	0,9840	0,9985	-0,4587	0,9959	0,6681	0,9467	0,6010	0,8584	0,2293	0,9244	-0,5232	-0,4658	1,0000		
V	0,1795	0,0568	0,8880	0,1072	0,1865	0,3225	0,8248	0,0547	0,7723	0,2275	-0,8046	-0,8762	0,0837	1,0000	
Zn	-0,2202	-0,0983	-0,8681	-0,2320	-0,2188	-0,4478	-0,8719	-0,2001	-0,7191	-0,3232	0,8671	0,9238	-0,2124	-0,9855	1,0000

As fortes correlações positivas (>0,7500) estão destacadas em negrito.

Tabela 16 – Matriz de correlação de Pearson para as amostras de solos da Avenida Brasil na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm.

	<i>pH</i>	<i>MO</i>	<i>CTC</i>	<i>Al</i>	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Zn</i>
pH	1,0000														
MO	-0,2462	1,0000													
CTC	0,8046	0,3775	1,0000												
Al	0,7122	-0,8558	0,1561	1,0000											
Cd	-0,4953	0,9639	0,1174	0,3884	1,0000										
Co	0,4115	-0,9847	-0,2101	0,3897	-0,6721	1,0000									
Cr	-0,1064	-0,9375	-0,6761	0,1656	-0,2822	0,6011	1,0000								
Cu	-0,6377	0,9036	-0,0556	0,3408	0,9784	-0,6759	-0,2551	1,0000							
Fe	0,5089	-0,9596	-0,1018	0,0967	-0,7780	0,8834	0,5171	-0,7280	1,0000						
Mn	-0,7793	-0,4155	-0,9991	-0,2089	0,0113	-0,0007	0,5474	0,1659	0,2739	1,0000					
Ni	0,3265	-0,9965	-0,2986	-0,4424	-0,9426	0,6430	0,5012	-0,8931	0,8136	0,2942	1,0000				
Pb	-0,6603	0,8905	-0,0852	0,3284	0,9751	-0,6918	-0,2883	0,9963	-0,7643	0,1191	-0,9089	1,0000			
Sr	-0,1697	0,9969	0,4487	0,8293	0,8276	-0,1886	-0,1548	0,7730	-0,4338	-0,2119	-0,8563	0,7666	1,0000		
V	0,3792	-0,9902	-0,2444	0,0990	-0,7486	0,8960	0,6790	-0,7004	0,9791	0,3606	0,8304	-0,7388	-0,4306	1,0000	
Zn	-0,6437	0,9002	-0,0634	0,3088	0,9749	-0,6955	-0,2582	0,9994	-0,7369	0,1819	-0,8846	0,9958	0,7508	-0,7081	1,0000

As fortes correlações positivas (>0,7500) estão destacadas em negrito.

Tabela 17– Matriz de correlação de Pearson para as amostras de solos da Via Dutra na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm.

	<i>pH</i>	<i>MO</i>	<i>CTC</i>	<i>Al</i>	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Zn</i>
<i>pH</i>	1,0000														
<i>MO</i>	-0,2674	1,0000													
<i>CTC</i>	-0,6131	0,9252	1,0000												
<i>Al</i>	0,9541	0,0336	-0,3483	1,0000											
<i>Cd</i>	0,8565	-0,7264	-0,9329	0,5773	1,0000										
<i>Co</i>	0,9080	-0,6465	-0,8877	0,3733	0,6491	1,0000									
<i>Cr</i>	0,5628	0,6460	0,3079	0,1870	-0,3413	0,3316	1,0000								
<i>Cu</i>	0,8640	0,2541	-0,1320	0,7860	0,5119	0,4673	0,4284	1,0000							
<i>Fe</i>	0,9849	-0,0968	-0,4673	0,0297	0,3143	0,5303	0,3945	0,4399	1,0000						
<i>Mn</i>	0,8181	-0,7729	-0,9559	0,1849	0,7643	0,8210	-0,0279	0,2963	0,7284	1,0000					
<i>Ni</i>	0,9980	-0,2053	-0,5614	0,6126	0,7521	0,7220	0,2621	0,8166	0,7670	0,7756	1,0000				
<i>Pb</i>	-0,8852	0,6849	0,9102	-0,5241	-0,7191	0,0266	0,6262	-0,3211	-0,0461	-0,3081	-0,4347	1,0000			
<i>Sr</i>	0,9074	0,1622	-0,2244	0,9502	0,6102	0,3706	0,2214	0,9129	0,2573	0,2684	0,7621	-0,5730	1,0000		
<i>V</i>	0,9518	0,0411	-0,3412	0,5431	0,4487	0,6613	0,5932	0,7963	0,8324	0,6304	0,9195	-0,1452	0,6918	1,0000	
<i>Zn</i>	0,7080	0,4912	0,1239	0,8529	0,2416	0,2676	0,5519	0,9043	0,1455	-0,0384	0,5594	-0,1739	0,8867	0,6337	1,0000

As fortes correlações positivas (>0,7500) estão destacadas em negrito.

Tabela 18 – Matriz de correlação de Pearson para as amostras de solos da BR-465 na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm.

	<i>pH</i>	<i>MO</i>	<i>CTC</i>	<i>Al</i>	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Zn</i>
<i>pH</i>	1,0000														
<i>MO</i>	0,8718	1,0000													
<i>CTC</i>	-0,9976	-0,8359	1,0000												
<i>Al</i>	-0,9263	-0,6230	0,9501	1,0000											
<i>Cd</i>	0,9439	0,6611	-0,9644	-0,6952	1,0000										
<i>Co</i>	0,9733	0,9609	-0,9552	-0,5773	0,6421	1,0000									
<i>Cr</i>	0,4301	0,8173	-0,3669	0,8134	-0,3754	-0,0084	1,0000								
<i>Cu</i>	0,8636	0,5058	-0,8963	-0,7524	0,9283	0,7369	-0,3686	1,0000							
<i>Fe</i>	0,8381	0,9979	-0,7985	0,3301	-0,1114	0,5533	0,7689	0,0011	1,0000						
<i>Mn</i>	0,9832	0,7677	-0,9934	-0,8080	0,7965	0,9037	-0,3274	0,9178	0,1968	1,0000					
<i>Ni</i>	0,9948	0,9173	-0,9853	-0,1478	0,4022	0,8622	0,4441	0,5537	0,8177	0,6897	1,0000				
<i>Pb</i>	0,8104	0,9935	-0,7681	-0,3811	0,0785	0,7834	0,0797	0,2973	0,6331	0,6361	0,7277	1,0000			
<i>Sr</i>	-0,9996	-0,8582	0,9991	0,9783	-0,7786	-0,6363	0,7463	-0,7739	0,2790	-0,8259	-0,1975	-0,3612	1,0000		
<i>V</i>	0,7585	0,9805	-0,7118	0,3429	-0,2215	0,5073	0,7486	-0,0918	0,9897	0,1434	0,7637	0,6754	0,3071	1,0000	
<i>Zn</i>	0,9999	0,8661	-0,9983	-0,7583	0,7858	0,9453	-0,2408	0,8833	0,2854	0,9905	0,7433	0,6743	-0,7991	0,2310	1,0000

As fortes correlações positivas (>0,7500) estão destacadas em negrito.

6.5. Propriedades químicas dos solos

Para a realização dos experimentos de fitorremediação foram escolhidos os solos com distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm a partir das rodovias devido ao maior impacto da atividade de tráfego e conseqüentemente maiores concentrações de metais nesses solos. Entretanto, antes de entrar no processo de fitorremediação é necessário entender a influência das propriedades químicas dos solos adjacentes às rodovias. A Tabela 19 apresenta a caracterização dos solos, em termos de nitrogênio total (N), potássio total (K), fósforo total (P), capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica (MO) na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm a partir das rodovias estudadas.

Tabela 19 – Nitrogênio total, potássio total, fósforo total, capacidade de troca catiônica e matéria orgânica para as amostras de solos coletados nas rodovias na distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm.

Rodovias	N (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	CTC (mmol kg ⁻¹)	MO (%)
Linha Vermelha	0,50±0,02c	1,43±0,02c	0,43±0,02b	112,10±2,40b	1,52±0,19b
Avenida Brasil	0,49±0,01c	2,02±0,04b	0,22±0,02c	76,20±1,07c	1,71±0,09b
Via Dutra	0,89±0,01b	4,19±0,13a	0,64±0,003a	111,23±1,82b	2,4±0,07b
BR-465	1,67±0,06a	1,04±0,23c	0,21±0,02c	171,63±2,78a	4,7±0,91a

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a p≤0,05.

O N é um nutriente fundamental para as plantas e microorganismos dos solos que é mais frequentemente disponível como nitrato de amônio e nitrato resultante da mineralização de compostos orgânicos ou adição de fertilizantes. O K e o P também são muito importantes para os organismos do solo e os vegetais, pois a deficiência desses elementos pode restringir o crescimento das espécies de plantas (NOVO; COVELO; GONZÁLEZ, 2013c). As concentrações de N foram maiores para a BR-465, diminuindo para Via Dutra para a Linha Vermelha e Avenida Brasil, que apresentaram concentrações praticamente iguais. Em relação às concentrações de K, foram mais elevadas para a Via Dutra, diminuindo gradativamente para Avenida Brasil, Linha Vermelha e BR-465. Os teores de P foram maiores para a Via Dutra, seguido pela Linha

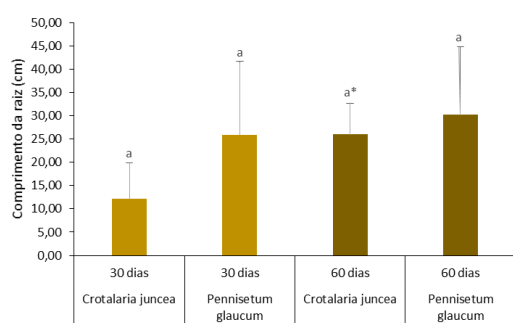
Vermelha e praticamente iguais para a Avenida Brasil e BR-465. Segundo a Embrapa (MENDES, 2007) as concentrações médias ideais para um vegetal devem ser de 20-35, 15-30 e 1,2-2,2 g kg⁻¹ para N, K e P, respectivamente. Esse fato demonstra que estes solos próximos às rodovias estudadas e em camada superficial têm baixos teores de N, K e P disponíveis para os vegetais. A CTC é uma medida da capacidade de um solo para reter íons metálicos. Os valores mais elevados da CTC, esperados em solos mais argilosos, tendem a desacelerar a mobilidade do metal catiônico e, portanto, sua disponibilidade (ANTONIADIS et al., 2017). No caso da CTC, o valor mais elevado foi encontrado para a BR-465, praticamente iguais para Linha Vermelha e Via Dutra e valor menor para a Avenida Brasil. A CTC é diretamente proporcional ao teor de MO no solo, enquanto a disponibilidade de íons metálicos é inversamente proporcional. Então, quanto maior a CTC do solo, maior a sorção e imobilização dos metais e quanto menor a CTC do solo, maior a disponibilidade de metais no solo (SHEORAN; SHEORAN; POONIA, 2016). A matéria orgânica é um dos indicadores mais valiosos da qualidade do solo, pois afeta uma grande variedade de propriedades como o fornecimento de nutrientes, adsorção de metais, a capacidade de troca de cátions, estrutura do solo e a penetração e retenção de água (NOVO; COVELO; GONZÁLEZ, 2013c). Ou seja, o alto conteúdo de MO favorece a melhoria das condições de crescimento das plantas e tende a tornar os vegetais mais tolerantes a concentrações maiores de metais (ANTONIADIS et al., 2017). Os teores em média de MO foram 4,7; 2,4; 1,71 e 1,52 para a BR-465, Via Dutra, Avenida Brasil e Linha Vermelha, respectivamente. Nota-se que os menores teores de MO foram em locais urbanos e com menor índice de vegetação (Linha Vermelha e Avenida Brasil). Por outro lado, as áreas mais distantes da urbanização tiveram altos conteúdos de MO, conforme observado na BR-465 e Via Dutra.

6.6. Crescimento das espécies de plantas

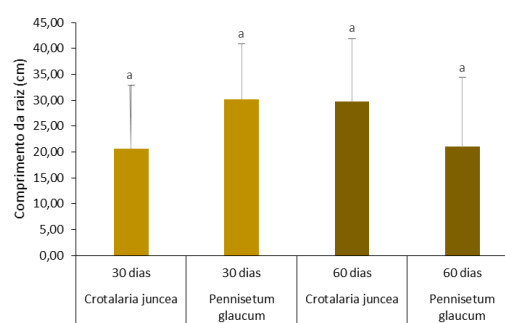
As espécies utilizadas neste estudo foram a *Crotalaria juncea* e a *Pennisetum glaucum*. Segundo a literatura, ambas as espécies têm crescimento rápido, alta produção de biomassa, são resistentes a clima tropical e desenvolvem-se em solos de baixa fertilidade (AMABILE; FANCELLI; CARVALHO, 2000; DURÃES; MAGALHÃES; SANTOS, 2003; PEREIRA et al., 2005). Essas características são altamente desejáveis para a fitorremediação em solos contaminados por metais. Além disso, não há relatos na literatura sobre o uso dessas espécies para fitorremediar solos contaminados por metais.

Os solos escolhidos para a realização da fitorremediação foram em profundidade de 0-15 cm e distância de 1 m a partir das rodovias devido as maiores concentrações de metais oriundos da atividade de tráfego.

Nas Figuras 14 (a), (b), (c), (d) e 15 (a), (b), (c), (d) são apresentados os comprimentos médios das raízes e das partes aéreas, respectivamente, para as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de plantio. As raízes da espécie *Crotalaria juncea* apresentaram comprimento médio, após 30 de 60 dias de cultivo, em torno de 12,08 e 26,00 cm para a Linha Vermelha, 20, 67 e 29,75 cm para a Avenida Brasil, 24,80 e 21,60 cm para a Via Dutra e 21,20 e 16,67 cm para a BR-465. Quanto a parte aérea da espécie *Crotalaria juncea*, o comprimento médio foi de 22,33 e 49,00 cm para a Linha Vermelha, 32,67 e 48,50 cm para a Avenida Brasil, 26,10 e 31,00 cm para a Via Dutra, 31,60 e 22,50 cm para a BR-465 após 30 e 60 dias de plantio, respectivamente. Os resultados mostraram que não houve diferença significativa nas raízes e partes aéreas para as plantas cultivadas em solos da Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465, após os períodos de 30 e 60 dias. No entanto, as plantas cultivadas em solos da Linha Vermelha demonstraram diferença significativa para as raízes e partes aéreas, indicando que após 60 dias houve maior crescimento da espécie *Crotalaria juncea*. Destaca-se que após o período de 60 dias em comparação com 30 dias de cultivo, houve um aumento da taxa de crescimento médio para a *Crotalaria juncea* cultivada em solos próximos a Linha Vermelha, em torno de 53 % para a raiz e 54 % para a parte aérea.



(a)



(b)

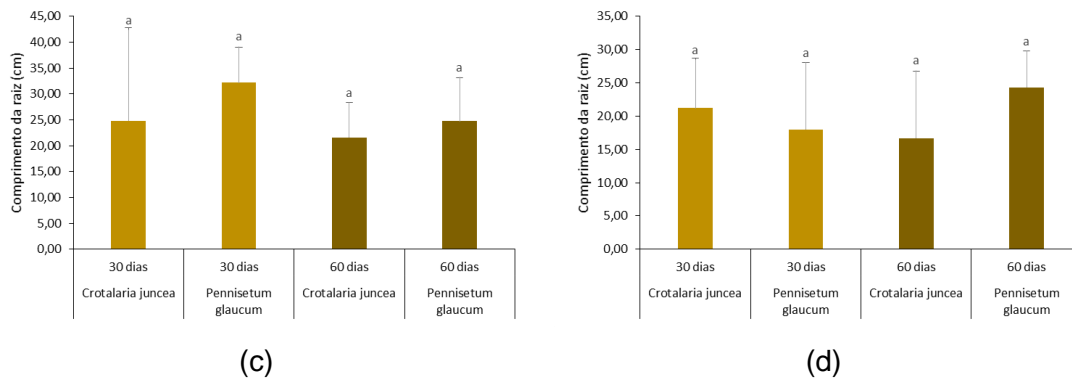


Figura 14 – Comprimento da raiz para as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de cultivo: (a) Linha Vermelha; (b) Avenida Brasil; (c) Via Dutra; (d) BR-465. Cada valor é a média de seis medições replicadas \pm DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a $p \leq 0,05$. * Diferença significativa entre 30 e 60 dias para a mesma espécie.

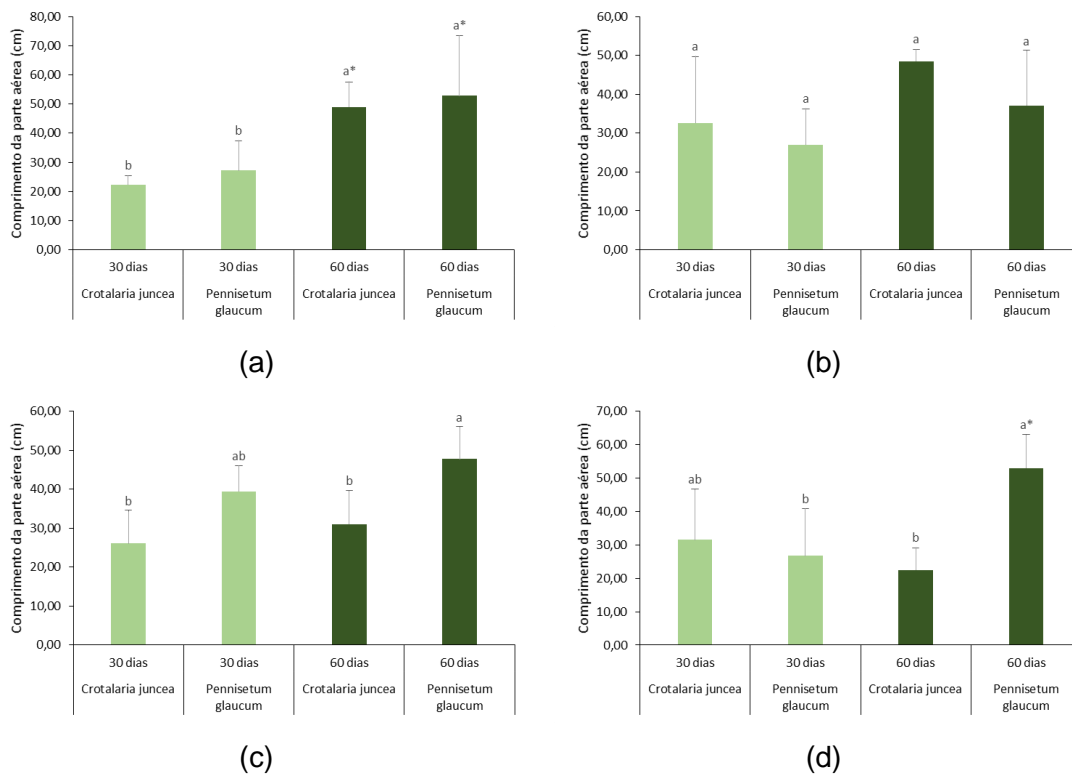


Figura 15 – Comprimento da parte aérea para as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de cultivo: (a) Linha Vermelha; (b) Avenida Brasil; (c) Via Dutra; (d) BR-465. Cada valor é a média de seis medições replicadas \pm DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a $p \leq 0,05$. * Diferença significativa entre 30 e 60 dias para a mesma espécie.

Em relação a espécie *Pennisetum glaucum*, os comprimentos médios das raízes após 30 e 60 dias de cultivo, respectivamente foram em torno de 25,83 e 30,17 cm para a Linha Vermelha, 30,17 e 21,00 cm para a Avenida Brasil, 32,20 e 24,75 cm para a Via Dutra e 18,00 e 24,33 cm para a BR-465. Os resultados mostraram que não houve diferença significativa em relação ao comprimento médio das raízes para as plantas cultivadas nos solos de todas as rodovias estudadas. Os comprimentos médios das partes aéreas para a espécie *Pennisetum glaucum* foram aproximadamente de 0,07 e 0,41 cm para Linha Vermelha, 0,07 e 0,28 cm para a Avenida Brasil, 0,19 e 0,45 cm para a Via Dutra e 0,06 e 0,54 cm para a BR-465.

Estes resultados mostraram que houve diferença significativa para a espécie *Pennisetum glaucum* plantadas nos solos da Linha Vermelha e BR-465. Ao contrário desses fatos, as partes aéreas dos vegetais cultivados em solos da Avenida Brasil e Via Dutra não houve diferença significativa. Vale ressaltar que o rendimento do comprimento das partes aéreas para as plantas cultivadas em solos da Linha Vermelha e BR-465 foram em torno de 49 %.

Outro fator importante para analisar o desenvolvimento das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* é a produção de matéria seca das raízes e partes aéreas, após os períodos de 30 e 60 dias de cultivo. Estes resultados estão representados nas Figuras 16 (a), (b), (c), (d) e 17 (a), (b), (c), (d). Após 30 e 60 dias, respectivamente, as raízes da espécie *Crotalaria juncea* apresentaram massa seca em torno de 0,03 e 0,29 g para a Linha Vermelha, 0,17 e 0,5 g para a Avenida Brasil, 0,08 e 0,21 g para Via Dutra e 0,21 e 0,13 g para BR-465. Para as raízes, a produção de massa seca foi significativamente diferente para as plantas cultivadas na Linha Vermelha, enquanto para as outras rodovias não houve diferença significativa. A produção de massa seca para as partes aéreas da espécie *Crotalaria juncea*, após 30 e 60 dias de cultivo, respectivamente, foram em torno de 0,14 e 0,68 g para a Linha Vermelha, 0,36 e 0,64 g para a Avenida Brasil, 0,21 e 0,45 para a Via Dutra e 0,48 e 0,25 para a BR-465. Nas partes aéreas não houve diferença significativa para os vegetais cultivados em solos da Avenida Brasil e BR-465, entretanto para as espécies plantadas nos solos da Linha Vermelha e Via Dutra foram significativamente diferentes. Vale destacar, quando comparado as amostras significativamente diferentes com os tempos de crescimento (30 e 60 dias), a *Crotalaria juncea* aumentou a produção de massa seca em torno de 89 % para a raiz e 80 % para a parte aérea na Linha Vermelha e 53 % para a parte aérea na Via Dutra.

No caso da espécie *Pennisetum glaucum*, a produção média de massa seca nas raízes após 30 e 60 dias de plantio, respectivamente, foram aproximadamente de 0,03

e 0,25 g para a Linha Vermelha, 0,03 e 0,10 g para a Avenida Brasil, 0,06 e 0,43 g para a Via Dutra e 0,06 e 0,30 g para a BR-465. A espécie da *Pennisetum glaucum* cultivada em solos da Linha Vermelha, Via Dutra e BR-465 mostrou diferença significativa para produção de massa seca das raízes, enquanto as plantas cultivadas em solo da Avenida Brasil não apresentaram diferença significativa. O rendimento da produção de massa seca para as raízes foram 88, 86 e 80 % para as plantas cultivadas em solos da Linha Vermelha, Via Dutra e BR-465, respectivamente. Em relação a produção média de massa seca nas partes aéreas da espécie *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de cultivo, respectivamente, foram em torno de 0,07 e 0,41 g para a Linha Vermelha, 0,07 e 0,28 g para a Avenida Brasil, 0,19 e 0,45 g para a Via Dutra e 0,06 e 0,54 g para a BR-465. Os resultados indicaram que houve diferença significativa na parte aérea da espécie *Pennisetum glaucum* cultivada em solos da Linha Vermelha e BR-465. A eficiência da produção média de massa seca para as partes aéreas com diferença significativa foram em torno de 83, 75 e 58 % para os vegetais plantados em solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil e Via Dutra, respectivamente.

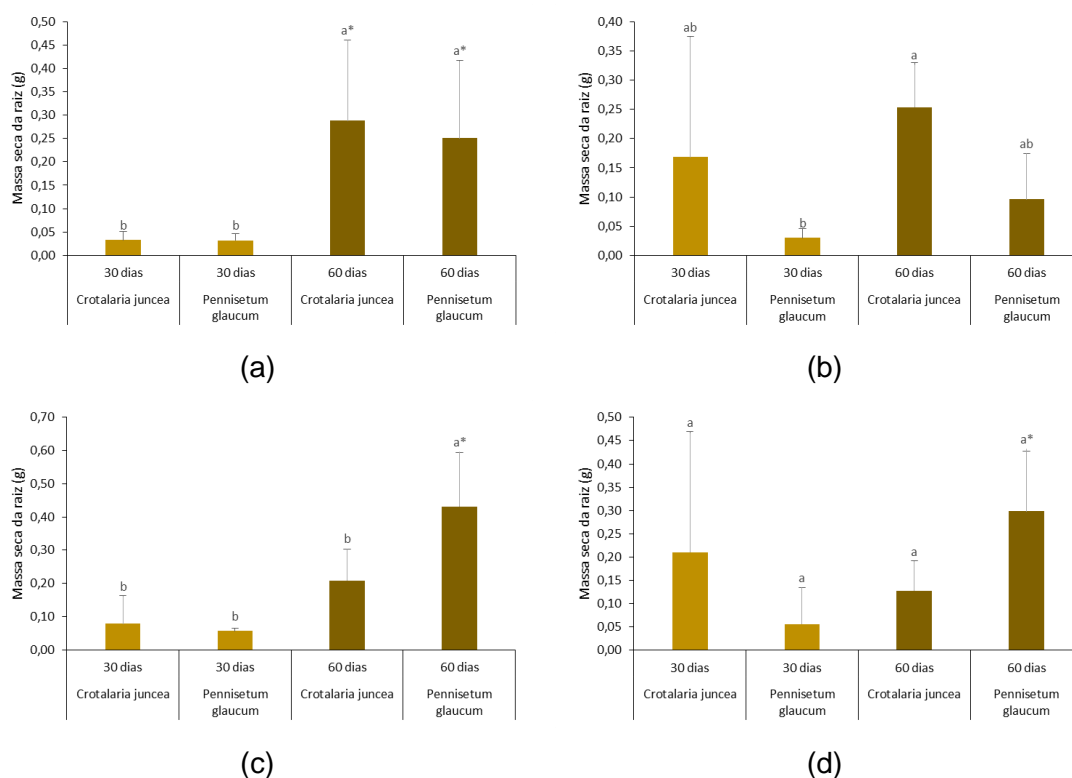


Figura 16 – Massa seca da raiz para *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de cultivo: (a) Linha Vermelha; (b) Avenida Brasil; (c) Via Dutra; (d) BR-465. Cada valor é a média de seis medições replicadas \pm DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a $p \leq 0,05$. * Diferença significativa entre 30 e 60 dias para a mesma espécie.

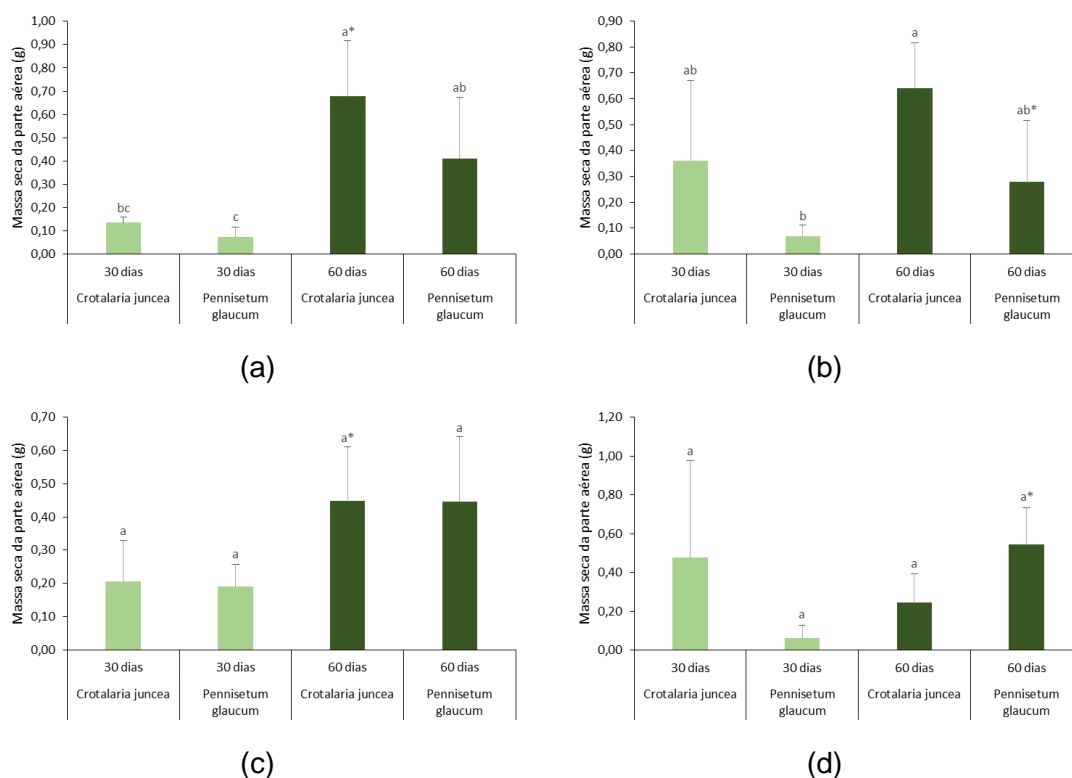


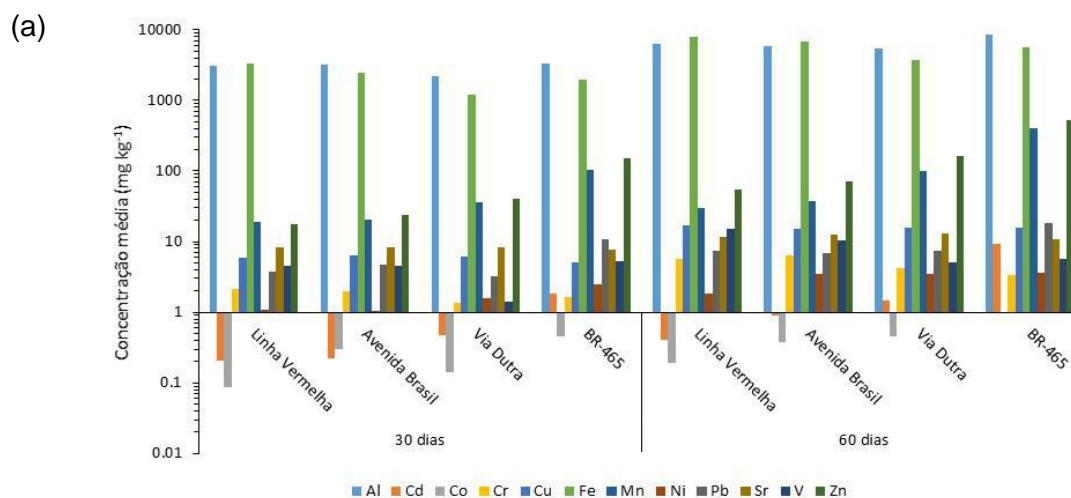
Figura 17 – Massa seca da parte aérea para *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de cultivo: (a) Linha Vermelha; (b) Avenida Brasil; (c) Via Dutra; (d) BR-465. Cada valor é a média de seis medições replicadas \pm DP (desvio padrão). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos a $p \leq 0,05$. * Diferença significativa entre 30 e 60 dias para a mesma espécie.

Comparando as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, verificou-se que não houve diferença significativa para os comprimentos das raízes, após 30 e 60 dias. Em relação aos comprimentos das partes aéreas, as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* tiveram crescimento iguais em solos da Linha Vermelha, após 60 dias de cultivo. Além disso, o crescimento das partes aéreas da espécie *Pennisetum glaucum* foi mais eficiente após 60 dias de cultivo para os solos da Via Dutra e BR-465. No caso da produção de massa seca das raízes, *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, estas apresentaram melhor desenvolvimento após 60 dias de cultivo em solos da Linha Vermelha. Para produção de massa seca das raízes em os solos da Avenida Brasil, a espécie *Crotalaria juncea* demonstrou ser mais eficaz após 60 dias de cultivo. No caso da produção de massa seca em solos da Via Dutra, a espécie *Pennisetum glaucum* revelou maior desenvolvimento após 60 dias de cultivo. Por fim, a produção de massa seca das partes aéreas foi mais eficiente para a espécie *Crotalaria juncea* em solos da Linha Vermelha e Avenida Brasil, após 60 dias de cultivo. Em geral, ambas as

espécies desenvolveram-se, adaptaram-se e resistiram a toxicidade dos metais presentes nos solos coletados em distância de 1 m e profundidade de 0-15 cm a partir da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

6.7. Fitorremediação

Na Figura 18 (a) e (b) e na Figura 19 (a) e (b) são apresentadas, em escala logarítmica, as concentrações médias dos metais nas raízes e nas partes aéreas das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, respectivamente, com tempo de duração de 30 e 60 dias e que foram plantadas em solos de 1 m de distância e profundidade de 0-15 cm da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465 e profundidade de 0-15 cm. Os resultados mostraram que houve um aumento das concentrações de metais das raízes e das partes aéreas em ambas as espécies e em todas as amostras de solos das rodovias estudadas, quando comparado os tempos de duração de cultivo (30 e 60 dias).



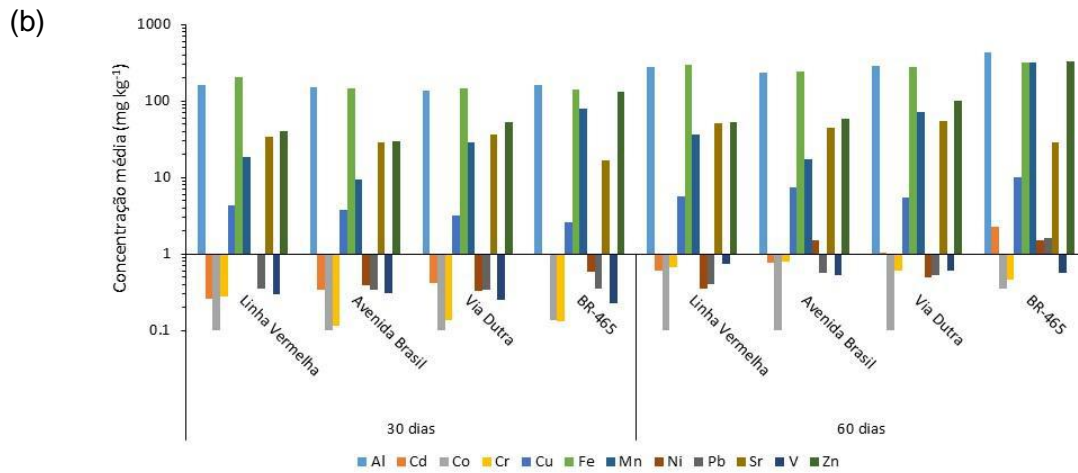


Figura 18 – Concentração média após 30 e 60 dias na espécie *Crotalaria juncea*: (a) raiz e (b) parte aérea.

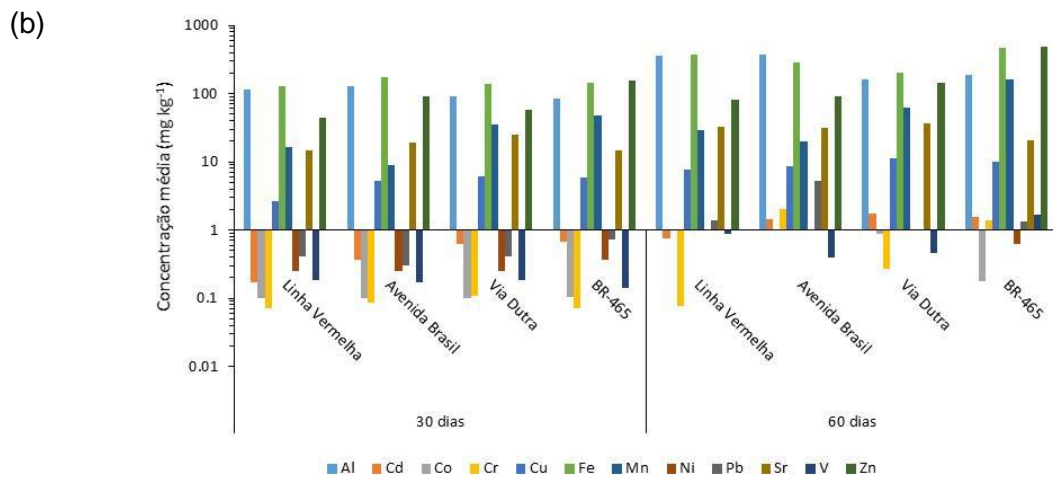
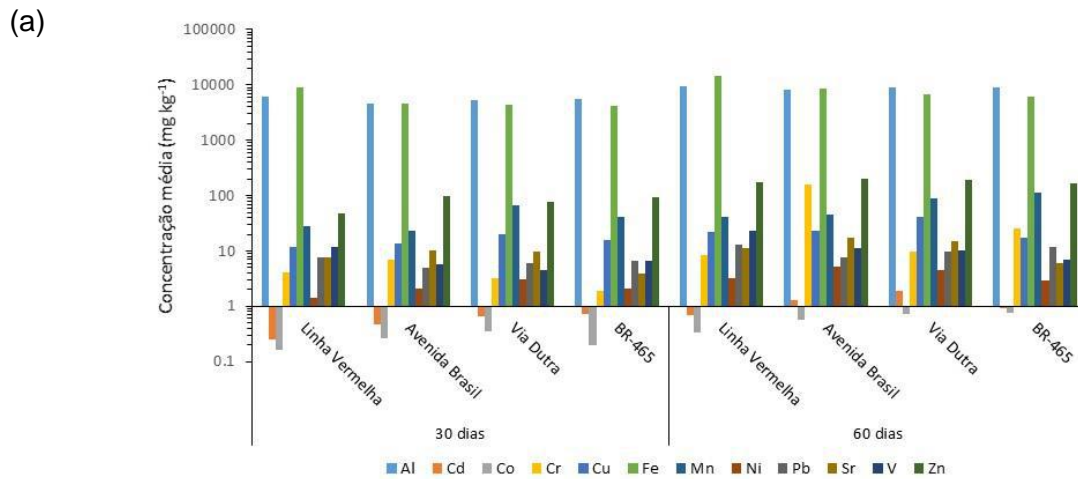


Figura 19 – Concentração média após 30 e 60 dias na espécie *Pennisetum glaucum*: (a) raiz e (b) parte aérea.

➤ *Crotalaria juncea*

Na fitorremediação dos solos das rodovias utilizando-se a *Crotalaria juncea* verificou-se os seguintes resultados relatados a seguir. As Tabelas 20 e 21 mostram as concentrações médias de metais nas raízes e partes aéreas, respectivamente, após 30 e 60 dias de cultivo.

As concentrações médias de metais nas raízes de *Crotalaria juncea* apresentaram altas concentrações de Al e Fe e menores teores de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn. A eficiência no acúmulo de metais nas raízes da *Crotalaria juncea* após 60 dias em relação aos 30 dias de plantio com diferença significativa, foram em torno de 49,97 % para Al; 58,77 % para Fe; 36,64 % para Mn; 41,39 % para Ni; 49,83 % para Pb; 27,71 % para Sr; 70,41 % para V; 67,52 % para Zn em solos da Linha Vermelha, 45,39 para Al; 57,65 % para Cu; 65,04 % para Fe; 45,40 % para Mn; 70,26 % para Ni; 32,66 % para Sr; 57,19 % para V em solos da Avenida Brasil, 59,76 % para Al; 67,66 % para Cd; 69,85 para Co; 67,62 % para Cr; 61,45 % para Cu; 67,94 % para Fe; 63,87 % para Mn; 57,57 % para Pb; 37,64 % para Sr; 71,33 % para V em solos da Via Dutra e 80,48 % para Cd; 53,34 % para Co; 66,97 % para Cu; 64,85 % para Fe; 73,63 % para Mn, 40,35 % para Pb; 27,59 % para Sr; 71,36 % em solos da BR-465.

No caso das as concentrações médias de metais nas partes aéreas de *Crotalaria juncea*, 30 e 60 dias após o cultivo, translocaram quantidades moderadas de Al, Fe, Mn, Sr e Zn e baixas concentrações de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e V. Em relação as concentrações médias nas partes aéreas destacaram-se diferenças significativas após 30 e 60 dias de cultivo, em torno de 41,76 % para Al; 57,17 % para Cd; 31,07 % para Fe; 49,18 % para Mn; 33,10 % para Sr; 59,33 % para V; 23,71 % para Zn em solos da Linha Vermelha, 36,84 % para Al; 55,39 % para Cd; 85,53 % para Cr; 48,77 % para Cu; 39,09 % para Fe; 44,89 % para Mn, 34,87 % para Sr; 41,53 % para V; 48,89 % para Zn em solos da Avenida Brasil, 52,08 % para Al; 60,55 % para Cd; 41,51 % para Cu; 46,46 % para Fe; 59,57 % para Mn; 32,23 % para Sr; 58,41 % para V em solos da Via Dutra e 48,89 % para Cd; 70,92 % para Cr; 74,89 % para Mn; 60,78 % para Ni; 42,54 % para Sr; 59,81 % para V; 60,41 % para Zn em solos da BR-465. Além disso, em geral, a espécie *Crotalaria juncea* cultivadas em solos da BR-465 apresentaram maiores concentrações médias nas raízes e partes aéreas do que o seu cultivo nas amostras de solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil e Via Dutra. Este fato pode estar relacionado ao maior conteúdo de matéria orgânica presente nas amostras de solos da BR-465.

Tabela 20 – Concentrações médias de metais nas raízes da *Crotalaria juncea* em amostras de solos próximas às rodovias estudadas.

Metais	Tempo (dias)	Concentrações médias de metais nas raízes da <i>Crotalaria juncea</i> (mg kg ⁻¹)			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	3105,62±856,71	3210,21±1409,78	2170,66±691,26	3327,83±952,02
	60	6207,11±1776,28*	5878,92±339,44*	5393,94±693,75*	8416,39±4601,23
Cd	30	0,21±0,07	0,22±0,10	0,48±0,15	1,80±1,22
	60	0,40±0,16	0,90±0,55	1,47±0,45*	9,24±4,08*
Co	30	0,09±0,00	0,30±0,05	0,14±0,07	0,45±0,26
	60	0,19±0,09	0,38±0,10	0,46±0,09*	0,97±0,35*
Cr	30	2,14±0,60	1,98±1,50	1,35±0,42	1,64±0,46
	60	5,61±2,95	6,40±3,05	4,17±1,24*	3,31±1,68
Cu	30	5,92±1,04	6,37±1,27	6,09±3,15	5,15±2,90
	60	17,21±10,93	15,05±2,74*	15,80±6,08*	15,60±8,26*
Fe	30	3298,74±1010,22	2427,85±1286,59	1215,50±560,56	1956,55±652,90
	60	8000,41±2950,32*	6945,72±2152,73*	3791,27±1193,36*	5566,82±3496,53*
Mn	30	19,12±4,13	20,48±9,42	35,81±10,81	105,05±67,89
	60	30,17±4,24*	37,51±5,30*	99,11±47,75*	398,39±135,95*
Ni	30	1,08±0,13	1,02±0,60	1,58±0,29	4,69±2,96
	60	1,85±0,30*	3,43±1,44*	3,49±1,92	3,65±0,54
Pb	30	3,70±0,90	4,69±0,87	3,18±0,57	10,89±2,96
	60	7,37±2,21*	6,98±1,27	7,51±1,94*	18,25±5,62*
Sr	30	8,31±1,43	8,33±2,03	8,19±2,46	7,79±1,53
	60	11,49±0,80*	12,37±1,50*	13,13±2,83*	10,76±1,16*
V	30	4,57±2,20	4,51±3,24	1,44±0,52	2,68±4,90
	60	15,43±8,65*	10,53±3,75*	5,02±2,08*	4,60±4,82
Zn	30	17,67±8,90	23,58±10,20	41,21±17,62	148,77±64,32
	60	54,40±20,65*	72,27±43,33	162,08±131,89	519,40±218,57*

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

Tabela 21 – Concentrações médias de médias nas partes aéreas da *Crotalaria juncea* em amostras de solos próximas às rodovias estudadas.

Metais	Tempo (dias)	Concentrações médias de metais nas partes aéreas da <i>Crotalaria juncea</i> (mg kg ⁻¹)			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	164,32±40,64	149,28±49,96	137,46±29,64	162,04±46,01
	60	282,16±57,75*	236,33±31,28*	286,84±103,67*	431,43±325,78
Cd	30	0,26±0,04	0,34±0,11	0,42±0,10	0,97±0,54
	60	0,60±0,30*	0,76±0,25*	1,05±0,29*	2,24±0,44*
Co	30	<0,1	<0,1	<0,1	0,14±0,00
	60	<0,1	<0,1	<0,1	0,35±0,12
Cr	30	0,05±0,11	0,12±0,02	0,14±0,06	0,13±0,03
	60	0,50±0,64	0,80±0,19*	0,60±0,46	0,46±0,15*
Cu	30	4,29±0,60	3,80±1,31	3,19±0,54	2,58±1,02
	60	5,65±2,19	7,41±3,06*	5,45±0,15*	9,93±12,70
Fe	30	205,88±48,53	146,69±32,38	148,26±34,08	139,38±31,71
	60	298,67±74,39*	240,81±48,58*	276,91±46,58*	315,22±204,86
Mn	30	18,39±3,98	9,56±2,31	29,03±7,73	80,07±44,95
	60	36,19±11,95*	17,35±3,52*	71,80±24,39*	318,83±188,75*
Ni	30	0,16±0,40	0,38±0,08	0,32±0,20	0,59±0,19
	60	0,13±0,18	1,53±0,24	0,50±0,10	1,51±0,44*
Pb	30	0,35±0,09	0,34±0,05	0,34±0,04	0,36±0,10
	60	0,40±0,09	0,56±0,21	0,53±0,23	1,59±2,02
Sr	30	34,07±8,62	28,89±7,90	36,94±10,38	16,68±3,34
	60	50,92±5,53*	44,36±6,21*	54,51±3,50*	29,03±3,70*
V	30	0,30±0,08	0,31±0,09	0,25±0,09	0,23±0,10
	60	0,73±0,25*	0,53±0,09*	0,59±0,16*	0,57±0,34*
Zn	30	40,70±6,96	29,88±5,25	52,98±13,32	132,23±80,00
	60	53,35±12,22*	58,47±14,67*	99,86±40,90	334,04±25,47*

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia

A capacidade da planta em acumular metais do solo é estimada pelo fator de bioconcentração (BF) e a capacidade de translocar os metais das raízes para as partes aéreas é mensurado pelo fator de translocação (TF). As Tabelas 22 e 23 mostram os BFs e TFs para a espécie *Crotalaria juncea*, após 30 e 60 dias de plantio. BFs > 1 e TFs < 1 a espécie é promissora para fitoestabilização e BF > 1 e TFs > 1 indica grande eficiência da planta em translocar os metais das raízes para as partes aéreas e assim, sendo suscetível a fitoextração. Quando comparado os tempos de cultivo da *Crotalaria juncea*, os resultados mostraram que em geral não houve diferença significativa para os TFs, entretanto, os BFs diferiram estatisticamente para os seguintes metais: Al, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn na Linha Vermelha; Al, Cu, Fe, Mn, Ni e Sr na Avenida Brasil; Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, V e Zn para a Via Dutra; Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn para a BR-465. Então, destaca-se que a *Crotalaria juncea* possui para o Sr (BF e TF > 1) na Avenida Brasil (BF=1,11 e TF=3,75), Via Dutra (BF=1,12 e TF=4,32) e BR-465 (BF=2,05 e TF=2,73), após 60 dias de plantio. Desse modo, a *Crotalaria juncea* é promissora para a fitoextração de Sr em solos próximos a Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. Além disso, a *Crotalaria juncea* apresentou potencial de fitoestabilizar (BF > 1 e TF < 1) Cd na Via Dutra (BF=2,43 e TF=0,73) e BR-465 (BF=18,65 e TF=0,29); Cu na Linha Vermelha (BF=1,51 e TF=0,31) e BR-465 (BF=2,25 e TF=0,70); Mn na BR-465 (BF=1,59 e TF=0,97); Zn na Via Dutra (BF=1,06 e TF=0,87) e BR-465 (BF=6,81 e TF=0,76).

Tabela 22 – Fator de bioconcentração da espécie *Crotalaria juncea* após 30 e 60 dias de cultivo nos solos estudados.

Metais	Tempo (dias)	Fator de bioconcentração da <i>Crotalaria juncea</i>			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	0,24±0,06	0,36±0,16	0,15±0,05	0,33±0,10
	60	0,39±0,10*	0,65±0,04*	0,36±0,04*	0,84±0,46
Cd	30	0,26±0,08	0,32±0,15	0,79±0,26	3,64±2,44
	60	0,49±0,19	1,31±0,80	2,43±0,67*	18,65±8,24*
Co	30	0,03±0,00	0,12±0,02	0,04±0,02	0,32±0,19
	60	0,08±0,04	0,16±0,04	0,13±0,02*	0,69±0,25*
Cr	30	0,07±0,02	0,07±0,06	0,06±0,02	0,11±0,04
	60	0,19±0,10	0,24±0,11	0,17±0,05*	0,23±0,12
Cu	30	0,52±0,09	0,30±0,06	0,31±0,16	0,74±0,37
	60	1,51±0,96	0,71±0,13*	0,79±0,25*	2,25±1,19*
Fe	30	0,10±0,03	0,11±0,06	0,06±0,03	0,13±0,05
	60	0,23±0,09*	0,32±0,10*	0,19±0,06*	0,36±0,23
Mn	30	0,08±0,02	0,09±0,04	0,10±0,03	0,42±0,28
	60	0,13±0,02*	0,16±0,02*	0,29±0,12*	1,59±0,54*
Ni	30	0,04±0,00	0,04±0,03	0,10±0,02	0,65±0,00
	60	0,07±0,01*	0,15±0,06*	0,23±0,11	0,94±0,14*
Pb	30	0,04±0,01	0,05±0,01	0,05±0,01	0,18±0,05
	60	0,09±0,03*	0,08±0,02	0,11±0,03*	0,30±0,09*
Sr	30	0,47±0,08	0,75±0,18	0,70±0,21	1,49±0,33
	60	0,65±0,05*	1,11±0,13*	1,12±0,23*	2,05±0,22*
V	30	0,01±0,01	0,03±0,02	0,01±0,00	0,04±0,05
	60	0,04±0,02*	0,06±0,02	0,03±0,01*	0,05±0,04
Zn	30	0,31±0,15	0,14±0,06	0,27±0,12	1,95±0,86
	60	0,94±0,36*	0,43±0,26	1,06±0,81	6,81±2,87*

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

Tabela 23 – Fator de translocação para a espécie *Crotalaria juncea* após 30 e 60 dias de cultivo nos solos estudados.

Metais	Tempo (dias)	Fator de translocação da <i>Crotalaria juncea</i>			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	0,05±0,02	0,05±0,02	0,07±0,03	0,05±0,02
	60	0,04±0,00	0,04±0,01	0,05±0,02	0,05±0,03
Cd	30	1,13±0,45	1,90±1,45	0,92±0,23	0,79±0,28*
	60	1,55±0,88	1,25±1,01	0,73±0,08	0,29±0,15
Co	30	-	-	-	0,51±0,00
	60	-	-	-	0,34±0,11
Cr	30	0,10±0,00	0,08±0,07	0,12±0,04	0,08±0,03
	60	0,09±0,07	0,14±0,09	0,15±0,13	0,14±0,07
Cu	30	0,77±0,15	0,64±0,31	0,76±0,44	0,81±0,81
	60	0,31±0,10*	0,56±0,22	0,39±0,14	0,70±0,71
Fe	30	0,07±0,02	0,08±0,05	0,76±0,44	0,08±0,03
	60	0,04±0,02	0,04±0,02	0,39±0,14	0,06±0,02
Mn	30	1,02±0,37	0,62±0,48	0,91±0,30	1,21±1,04
	60	1,18±0,41	0,49±0,14	0,76±0,16	0,97±0,71
Ni	30	0,99±0,00*	0,32±0,14	0,20±0,09	0,25±0,13
	60	0,17±0,01	0,54±0,36	0,17±0,07	0,42±0,14
Pb	30	0,12±0,04	0,08±0,03	0,11±0,01	0,04±0,02
	60	0,06±0,03	0,08±0,02	0,07±0,03	0,07±0,07
Sr	30	4,23±1,34	3,68±1,31	4,99±1,80	2,12±0,65
	60	4,45±0,85	3,75±0,16	4,32±1,01	2,73±0,50
V	30	0,07±0,03	0,12±0,13	0,19±0,03	0,07±0,06
	60	0,06±0,03	0,06±0,03	0,13±0,06	0,14±0,07
Zn	30	2,75±1,17	1,71±1,26	1,66±0,78	1,09±0,25
	60	1,07±0,44*	1,18±0,76	0,87±0,53	0,76±0,36

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

➤ *Pennisetum glaucum*

A acumulação de metais, nas raízes da espécie *Pennisetum glaucum*, é mostrada na Tabela 24. Observa-se que foram encontradas concentrações expressivas para Al e Fe e concentrações mais baixas para Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn. Em relação ao acúmulo de metais nas raízes da *Pennisetum glaucum* após 60 dias em relação a 30 dias de plantio, verificou-se diferença significativa em torno de 36,27 % para Al; 63,03 % para Cd; 52,01 % para Co; 50,67 % para Cr; 45,67 % para Cu; 37,26 % para Fe; 55,49 % para Ni; 40,76 % para Pb; 31,02 % para Sr; 47,62 % para V; 73,43 % para Zn em solos da Linha Vermelha; 42,96 % para Al; 63,91 % para Cd; 43,31 % para Cu; 46,91 % para Fe; 47,20 % para Mn; 59,77 % para Ni; 33,25 % para Pb; 40,58 % para Sr; 49,25% para V; 50,75 % para Zn em solos da Avenida Brasil; 40,77 % para Al; 51,77 % para Co; 67,13 % para Cr; 33,83 % para Fe; 24,99 % para Mn; 37,17 % para Pb; 36,50 % para Sr; 56,28 % para V em solos da Via Dutra; e 73,22 % para Co; 63,80 % para Mn; 34,72 % para Sr em solos da BR-465.

As concentrações médias de metais nas partes aéreas da *Pennisetum glaucum* após 30 e 60 dias são apresentadas na Tabela 25. A *Pennisetum glaucum* translocou quantidades moderadas de Al, Fe, Mn, Sr e Zn e baixas concentrações Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e V, assim como a espécie *Crotalaria juncea*. Em relação, as concentrações de metais acumuladas nas partes aéreas da *Pennisetum glaucum*, após 60 dias em relação a 30 dias de plantio, observou-se diferença significativa em torno de 67,54 % para Al; 77,32 % para Cd; 65,14 % para Cu; 66,57 % para Fe; 69,67 % para Pb; 53,89 % para Sr; 79,04 % para V; 45,94 % para Zn em solos da Linha Vermelha; 73,81 % para Cd; 95,85 % para Cr; 39,61 % para Cu; 38,77 % para Fe; 53,99 % para Mn; 38,90 % para Sr em solos da Avenida Brasil; 43,13 % para Al; 63,75 % para Cd; 59,92 % para Cr; 45,35 % para Cu; 33,35 % para Fe; 44,51 % para Mn; 31,97 % para Sr; 60,34 % para V; 59,72 % para Zn em solos da Via Dutra; e 55,31 % para Al; 57,13 % para Cd; 41,81 % para Ni; 29,09 % para Sr em solos da BR-465.

Além disso, os solos da BR-465 acumularam maiores concentrações médias de metais nas partes aéreas quando comparados com os solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil e Via Dutra. Este fato pode estar relacionado com o maior teor de matéria orgânica.

Tabela 24 – Concentrações médias de metais nas raízes da *Pennisetum glaucum* em amostras de solos próximas às rodovias estudadas.

Metais	Tempo (dias)	Concentrações médias de metais nas raízes da <i>Pennisetum glaucum</i> (mg kg ⁻¹)			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	6094,69±948,46	4560,23±2229,89	5245,95±1486,26	5679,30±272,52
	60	9563,05±1463,90*	7995,25±1178,28*	8856,97±1683,03*	9011,05±2494,33
Cd	30	0,25±0,08	0,47±0,10	0,65±0,20	0,74±0,12
	60	0,69±0,26*	1,30±0,44*	1,94±0,94	0,92±0,14
Co	30	0,16±0,04	0,27±0,09	0,35±0,17	0,20±0,09
	60	0,34±0,15*	0,56±0,30	0,73±0,17*	0,75±0,26*
Cr	30	4,09±1,08	6,89±2,48	3,18±1,35	1,88±1,94
	60	8,28±1,20*	155,57±171,94	9,67±4,63*	25,77±30,10
Cu	30	11,79±2,26	13,45±6,04	20,42±11,83	15,66±1,40
	60	21,71±2,10*	23,73±6,73*	42,23±14,51	17,70±0,88
Fe	30	8940,63±2998,28	4581,27±954,32	4478,06±929,44	4242,29±846,71
	60	14250,63±1592,46*	8628,64±961,01*	6767,76±890,86*	6084,27±1236,69
Mn	30	27,60±4,32	23,71±5,66	65,52±15,33	40,58±4,89
	60	40,35±15,16	44,91±14,16*	87,34±5,04*	112,11±38,50*
Ni	30	1,45±0,38	2,08±0,94	3,00±1,26	2,11±0,23
	60	3,26±0,76*	5,16±0,99*	4,52±0,22	2,99±0,48
Pb	30	7,59±1,32	5,00±1,16	6,05±1,00	6,74±1,05
	60	12,81±3,25*	7,48±1,24*	9,64±2,30*	11,70±3,79
Sr	30	7,69±1,87	10,30±1,84	9,67±1,88	3,93±1,06
	60	11,14±2,32*	17,33±5,39*	15,24±2,50*	6,02±0,52*
V	30	12,05±4,11	5,80±2,37	4,53±1,31	6,76±6,88
	60	23,00±5,39*	11,42±1,50*	10,37±3,34*	6,83±0,90
Zn	30	47,10±17,06	97,16±40,96	78,38±18,03	94,62±45,81
	60	177,27±52,27*	197,29±12,91*	191,98±88,86	168,26±22,39

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

Tabela 25 – Concentrações médias de metais nas partes aéreas da *Pennisetum glaucum* em amostras de solos próximas às rodovias estudadas.

Metais	Tempo (dias)	Concentrações médias de metais nas partes aéreas da <i>Pennisetum glaucum</i> (mg kg ⁻¹)			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	114,74±16,87	130,76±53,43	92,14±23,27	85,31±15,22
	60	353,50±119,46*	365,52±287,81	162,03±25,95*	190,91±9,26*
Cd	30	0,17±0,11	0,37±0,15	0,62±0,14	0,68±0,14
	60	0,76±0,48*	1,42±0,96*	1,72±0,62*	1,58±0,31*
Co	30	<0,1	<0,1	<0,1	0,10±0,00
	60	<0,1	<0,1	0,89±0,00	0,18±0,05
Cr	30	<0,07	0,08±0,00	0,11±0,00	<0,07
	60	0,08±0,00	2,05±1,54*	0,27±0,01*	1,40±1,55
Cu	30	2,67±0,82	5,22±2,37	6,13±0,80	5,83±3,19
	60	7,66±2,39*	8,64±0,80*	11,22±2,30*	9,92±0,52
Fe	30	126,21±24,00	174,27±30,86	136,75±16,11	146,36±27,28
	60	377,55±128,83*	284,63±22,80*	205,18±33,96*	461,00±321,30
Mn	30	16,48±6,01	9,10±3,47	35,12±9,31	47,25±18,67
	60	29,59±5,75	19,79±4,83*	63,29±2,82*	159,63±62,81
Ni	30	<0,25	<0,25	<0,25	0,36±0,03
	60	<0,25	<0,25	<0,25	0,62±0,05*
Pb	30	0,42±0,22	0,31±0,06	0,40±0,10	0,74±0,41
	60	1,37±0,41*	5,31±5,97	1,02±0,37	1,32±0,02
Sr	30	14,92±2,22	19,32±2,38	25,07±5,32	14,85±2,26
	60	32,36±6,99*	31,63±5,85*	36,85±8,84*	20,94±0,30*
V	30	0,19±0,11	0,17±0,08	0,18±0,04	0,14±0,03
	60	0,88±0,49*	0,39±0,17	0,46±0,11*	1,66±1,89
Zn	30	44,59±19,84	91,60±44,44	58,70±8,85	153,63±102,27
	60	82,49±18,78*	91,70±37,96	145,73±50,92*	484,13±250,15

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

As Tabelas 26 e 27 são apresentados os valores dos BFs e TFs para a espécie *Pennisetum glaucum*, após 30 e 60 dias de plantio nos solos das rodovias estudadas. Quando comparado os tempos de cultivo da *Pennisetum glaucum*, os resultados mostraram que, em geral, não houve diferença significativa para os TFs, no entanto, os BFs diferiram estatisticamente para os seguintes metais: Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sr, V e Zn na Linha Vermelha; Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn na Avenida Brasil; Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr e V para a Via Dutra; Co, Mn e Sr para a BR-465. Observou-se que após 60 dias de cultivo, a *Pennisetum glaucum* possuem BFs e TFs > 1 para Cd na Avenida Brasil (BF=1,88 e TF=1,05), Via Dutra (BF=3,21 e TF=1,00) e BR-465 (BF=1,85 e TF=1,72), Sr na Avenida Brasil (BF=1,56 e TF=1,88), Via Dutra (BF=1,30 e TF=2,40) e BR-465 (BF=1,15 e TF=3,49) e Zn na BR-465 (BF=2,21 e TF=2,87). Então, a *Pennisetum glaucum* é promissora para a fitoextração de Cd em solos próximos a Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465, Sr em solos adjacentes a Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465 e Zn para os solos coletado ao lado da BR-465. Além disso, a *Pennisetum glaucum* apresentou potencial de fitoestabilizar (BF > 1 e TF < 1) Cr em solos da Avenida Brasil (BF=5,85 e TF=0,04) e BR-465 (BF=1,81 e TF=0,05); Cu em solos da Linha Vermelha (BF=1,90 e TF=0,35), Avenida Brasil (BF=1,11 e TF=0,38), Via Dutra (BF=2,12 e TF=0,28) e BR-465 (BF=2,55 e TF=0,56); Zn em solos da Linha Vermelha (BF=3,06 e TF=0,53), Avenida Brasil (BF=1,18 e TF=0,47) e Via Dutra (BF=1,26 e TF=0,77).

Tabela 26 – Fator de bioconcentração para a espécie *Pennisetum glaucum* após 30 e 60 dias de cultivo nos solos estudados.

Metais	Tempo (dias)	Fator de bioconcentração da <i>Pennisetum glaucum</i>			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	0,47±0,07	0,51±0,25	0,35±0,10	0,57±0,03
	60	0,73±0,11*	0,89±0,13*	0,59±0,11*	0,90±0,25
Cd	30	0,31±0,10	0,68±0,14	1,07±0,33	1,49±0,24
	60	0,85±0,32*	1,88±0,64*	3,21±1,57*	1,85±0,30
Co	30	0,07±0,02	0,11±0,04	0,10±0,05	0,14±0,06
	60	0,14±0,06*	0,23±0,12	0,20±0,05*	0,53±0,18*
Cr	30	0,14±0,04	0,26±0,09	0,13±0,06	0,13±0,14
	60	0,28±0,04*	5,85±6,47	0,40±0,19*	1,81±2,11
Cu	30	1,03±0,20	0,63±0,28	0,82±0,69	2,26±0,20
	60	1,90±0,18*	1,11±0,32*	2,12±0,73*	2,55±0,13
Fe	30	0,26±0,09	0,21±0,04	0,22±0,05	0,27±0,05
	60	0,41±0,05*	0,40±0,04*	0,33±0,04*	0,39±0,08
Mn	30	0,12±0,02	0,10±0,02	0,19±0,04	0,16±0,02
	60	0,17±0,07	0,19±0,06*	0,26±0,01*	0,45±0,15*
Ni	30	0,04±0,02	0,09±0,04	0,20±0,08	0,54±0,06
	60	0,12±0,03*	0,23±0,04*	0,30±0,01	0,77±0,12
Pb	30	0,09±0,02	0,06±0,01	0,09±0,02	0,11±0,02
	60	0,15±0,04*	0,09±0,01*	0,15±0,04*	0,19±0,06
Sr	30	0,43±0,10	0,92±0,17	0,83±0,16	0,75±0,20
	60	0,63±0,13*	1,56±0,48*	1,30±0,21*	1,15±0,10*
V	30	0,03±0,01	0,03±0,01	0,03±0,01	0,05±0,05
	60	0,06±0,01*	0,06±0,01*	0,06±0,02*	0,05±0,01
Zn	30	0,81±0,29	0,58±0,24	0,51±0,12	1,24±0,60
	60	3,06±0,90*	1,18±0,08*	1,26±0,58	2,21±0,29

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

Tabela 27 – Fator de translocação para a espécie *Pennisetum glaucum* após 30 e 60 dias de cultivo nos solos estudados.

Metais	Tempo (dias)	Fator de translocação da <i>Pennisetum glaucum</i>			
		Linha Vermelha	Avenida Brasil	Via Dutra	BR-465
Al	30	0,02±0,00	0,04±0,02	0,02±0,00	0,02±0,00
	60	0,04±0,02*	0,05±0,04	0,02±0,00	0,02±0,00
Cd	30	1,13±1,20	0,85±0,42	1,01±0,23	0,97±0,08
	60	1,58±1,31	1,05±0,36	1,00±0,45	1,75±0,44
Co	30	-	-	-	0,46±0,00
	60	-	-	1,71±0,00	0,27±0,15
Cr	30	-	0,01±0,00	0,05±0,00	-
	60	0,01±0,00	0,04±0,07	0,03±0,02	0,05±0,02
Cu	30	0,21±0,05	0,58±0,55	0,46±0,38	0,49±0,12
	60	0,35±0,11*	0,38±0,08	0,28±0,09	0,56±0,02
Fe	30	0,01±0,01	0,04±0,01	0,03±0,01	0,04±0,01
	60	0,03±0,01	0,03±0,00	0,03±0,02	0,08±0,17
Mn	30	0,62±0,29	0,39±0,15	0,56±0,21	1,16±0,43
	60	0,79±0,22	0,49±0,20	0,73±0,03	1,68±1,11
Ni	30	-	-	-	0,17±0,00
	60	-	-	-	0,23±0,00
Pb	30	0,05±0,03	0,06±0,03	0,07±0,02	0,12±0,08
	60	0,12±0,06	0,72±0,75	0,12±0,05	0,12±0,04
Sr	30	2,02±0,40	1,95±0,58	2,68±0,80	4,06±0,59
	60	2,98±0,85*	1,88±0,28	2,40±0,26	3,49±0,25
V	30	0,02±0,00	0,03±0,01	0,04±0,02	0,03±0,03
	60	0,04±0,02	0,04±0,01	0,05±0,01	0,27±0,33
Zn	30	1,04±0,72	1,09±0,54*	0,77±0,14	1,25±0,63
	60	0,53±0,27	0,47±0,18	0,86±0,33	2,87±1,33

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± DP (desvio padrão).

* Diferença significativa entre 30 e 60 dias na mesma rodovia.

➤ Comparação entre a *Crotalaria juncea* e a *Pennisetum glaucum*

As Tabelas 28 e 29 mostram comparações das concentrações de metais nas raízes e partes aéreas das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* cultivadas em solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465, respectivamente. Em geral, quando comparadas as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* com relação ao teor de metais nas raízes após 60 dias de plantio destaca-se maior eficiência da espécie *Pennisetum glaucum*. Os resultados mostraram diferença significativa da espécie *Pennisetum glaucum* cultivada nos solos da Linha Vermelha em torno de 35, 44, 43, 42 e 69 % para Al, Fe, Ni, Pb e Zn, respectivamente. Em relação ao cultivo da espécie *Pennisetum glaucum* nos solos da Avenida Brasil a eficiência foi em torno de 26, 21 e 63 % para Al, Cu e Zn, respectivamente. No caso da Via Dutra, os valores com diferença significativa foram aproximadamente de 39, 36, 57, 63, 44 e 14 % para Al, Co, Cr, Cu, Fe e V, respectivamente. Também destaca que a *Crotalaria juncea* cultivada em solos da BR-465 apresentou maior eficiência na acumulação de metais nas raízes em torno de 90, 72, 45, 68 % para Cd, Mn, Sr e Zn, respectivamente.

Com relação aos metais acumulados nas partes aéreas, a espécie *Crotalaria juncea* apresentou maior eficiência comparado com a espécie *Pennisetum glaucum*. Após 60 dias, obteve-se diferença significativa da espécie *Crotalaria juncea* cultivada em solos da Linha Vermelha em torno de 37 % para Sr. Além disso, a *Pennisetum glaucum* acumulou maiores quantidades de metais nas partes aéreas em relação ao Pb e Zn que foram em torno de 71 e 35 %, respectivamente. Em relação ao cultivo da espécie *Crotalaria juncea* em solos da Avenida Brasil a eficiência foi em torno de 29 % para Sr. A *Crotalaria juncea* cultivada em solos da Via Dutra apresentou diferença significativa em torno de 26 e 31 % para Fe e Mn, respectivamente. Também deve ser destacado que a *Pennisetum glaucum* foi mais eficiente do que a *Crotalaria juncea*, em torno de 51 % para Cu. A BR-465 mostrou diferença significativa da espécie *Crotalaria juncea* em torno de 59 e 28 % para Ni e Sr, respectivamente.

Tabela 28 – Comparação das concentrações de metais nas raízes das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* cultivadas em solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

Metais	Tempo (dias)	Concentrações de metais (mg kg ⁻¹)							
		Linha Vermelha		Avenida Brasil		Via Dutra		BR-465	
		C	P	C	P	C	P	C	P
Al	30	3106±675b	6095±727a	3210±1165a	4560,±1772a	2171±540b	5246±1154a	3328±800b	5679±221a
	60	6207±1528b	9563±1143a	5879±219b	7995±894a	5394±521b	8857±1120a	8416±3528a	9011±1773a
Cd	30	0,21±0,05a	0,25±0,06a	0,22±0,09b	0,47±0,08a	0,48±0,13a	0,65±0,15a	1,80±1,07a	0,74±0,09a
	60	0,40±0,12a	0,69±0,21a	0,90±0,43a	1,30±0,35a	1,47±0,38a	1,94±0,69a	9,24±3,49a	0,92±0,10b
Co	30	0,09±0,00a	0,16±0,03a	0,30±0,05a	0,27±0,07a	0,14±0,05a	0,35±0,14a	0,45±0,21a	0,20±0,06a
	60	0,19±0,07a	0,34±0,10a	0,38±0,07a	0,56±0,26a	0,46±0,06b	0,73±0,13a	0,97±0,30a	0,75±0,19a
Cr	30	2,14±0,45b	4,09±0,83a	1,98±1,30b	6,89±1,97a	1,35±0,33b	3,18±1,11a	1,64±0,30a	1,88±1,48a
	60	5,61±2,26a	8,28±1,01a	6,40±2,54a	155,57±133,27a	4,17±0,93b	9,67±3,39a	3,31±1,19a	25,77±23,04a
Cu	30	5,92±0,73b	11,79±1,91a	6,37±0,91a	13,45±4,32a	6,09±2,51a	20,42±9,77a	5,15±1,96b	15,66±0,99a
	60	17,21±7,43a	21,71±1,38a	15,05±2,02b	23,73±4,52a	15,80±5,27b	42,23±10,53a	15,60±6,87a	17,70±0,67a
Fe	30	3299±790b	8941±2415a	2428±1169a	4581±770a	1215±388b	4478±791a	1956±466b	4242±627a
	60	8000±2034b	14251±1133a	6946±1836a	8629±777a	3791±891b	6768±681a	5567±3028a	6084±846a
Mn	30	19,12±3,68b	27,60±3,48a	20,48±7,84a	23,71±4,64a	35,81±7,57b	65,52±12,92a	105,05±53,87a	40,58±3,17a
	60	30,17±3,12a	40,35±9,86a	37,51±3,85a	44,91±11,51a	99,11±32,65a	87,34±3,87a	398,39±98,32a	112,11±26,92b
Ni	30	1,08±0,09a	1,45±0,26a	1,02±0,41a	2,08±0,72a	1,58±0,20b	3,00±1,04a	2,53±0,15a	2,11±0,16a
	60	1,85±0,23b	3,26±0,59a	3,43±1,24a	5,16±0,74a	3,49±1,67a	4,52±0,17a	3,65±0,40a	2,99±0,36a
Pb	30	3,70±0,62b	7,59±0,93a	4,69±0,67a	5,00±0,90a	3,18±0,42b	6,05±0,86a	10,89±2,36a	6,74±0,84b
	60	7,37±1,77b	12,81±2,63a	6,98±0,96a	7,48±0,94a	7,51±1,53a	9,64±1,67a	18,25±4,56a	11,70±2,82a
Sr	30	8,31±1,16a	7,69±1,56a	8,33±1,33a	10,30±1,43a	8,19±2,10a	9,67±1,51a	7,79±1,01a	3,93±0,72b
	60	11,49±0,64a	11,14±1,55a	12,37±1,12a	17,33±4,53a	13,13±1,85a	15,24±1,86a	10,76±0,88a	6,02±0,39b
V	30	4,57±1,87b	12,05±3,60a	4,51±2,19a	5,80±1,98a	1,44±0,40b	4,53±1,06a	5,35±4,77a	6,76±4,86a
	60	15,43±6,06a	23,00±3,73a	10,53±3,00a	11,42±1,23a	5,02±1,65b	10,37±2,79a	5,75±3,40a	6,83±0,69a
Zn	30	17,67±6,59b	47,10±11,54a	23,58±8,20b	97,16±32,96a	41,21±12,33b	78,38±13,92a	148,77±55,47a	94,62±35,04a
	60	54,40±17,73b	177,27±37,81a	72,27±36,08b	197,29±11,01a	162,08±101,87a	191,98±65,31a	519,40±173,48a	168,26±17,11b

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± desvio médio.

Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies após 30 e 60 dias de cultivo na mesma rodovia (p≤0,05).

As letras C e P são as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, respectivamente.

Tabela 29 – Comparação das concentrações de metais nas partes aéreas das espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* cultivadas em solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465.

Metais	Tempo (dias)	Concentrações de metais (mg kg ⁻¹)							
		Linha Vermelha		Avenida Brasil		Via Dutra		BR-465	
		C	P	C	P	C	P	C	P
Al	30	164,32±30,59a	114,74±14,31b	149,28±41,43a	130,76±44,74a	137,46±21,88a	92,14±18,65b	162,04±40,56a	85,31±10,22b
	60	282,16±47,75a	353,50±76,68a	236,33±25,60a	365,52±192,56a	286,84±90,64a	162,03±21,26a	431,43±232,11a	190,91±7,04a
Cd	30	0,26±0,04a	0,17±0,07a	0,34±0,08a	0,37±0,11a	0,42±0,08a	0,62±0,10a	0,97±0,47a	0,68±0,10a
	60	0,60±0,23a	0,76±0,39a	0,76±0,21a	1,42±0,67a	1,05±0,23a	1,72±0,41a	2,24±0,36a	1,58±0,24a
Co	30	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,14±0,00	0,10±0,00
	60	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,89±0,00	0,35±0,12a	0,18±0,03a
Cr	30	0,28±0,00	<0,07	0,12±0,02a	0,08±0,00a	0,14±0,05a	0,11±0,00a	0,13±0,02	<0,07
	60	0,67±0,55a	0,08±0,00a	0,80±0,13a	2,05±1,20a	0,60±0,30a	0,27±0,01a	0,46±0,11a	1,40±1,16a
Cu	30	4,29±0,49a	2,67±0,64b	3,80±1,08a	5,22±1,65a	3,19±0,39b	6,13±0,63a	2,58±0,90a	5,83±2,38a
	60	5,65±1,59a	7,66±2,10a	7,41±2,47a	8,64±0,64a	5,45±0,12b	11,22±1,69a	9,93±9,08a	9,92±0,39a
Fe	30	205,88±39,45a	126,21±19,34b	146,69±21,10a	174,27±25,62a	148,26±28,48a	136,75±11,60a	139,38±22,18a	146,36±19,49a
	60	298,67±53,31a	377,55±86,65a	240,81±33,59a	284,63±15,96a	276,91±33,95a	205,18±26,37b	315,22±144,85a	461,00±245,21a
Mn	30	18,39±2,74a	16,48±4,65a	9,56±1,87a	9,10±2,41a	29,03±5,93a	35,12±7,34a	80,07±37,76a	47,25±14,17a
	60	36,19±9,41a	29,59±3,70a	17,35±2,41a	19,79±3,91a	71,80±18,06a	63,29±2,11a	318,83±161,36a	159,63±48,13a
Ni	30	0,98±0,00	<0,25	0,38±0,05	<0,25	0,32±0,16	<0,25	0,59±0,15a	0,36±0,02a
	60	0,35±0,04	<0,25	1,53±0,17	<0,25	0,50±0,08	<0,25	1,51±0,30a	0,62±0,03b
Pb	30	0,35±0,07a	0,42±0,15a	0,34±0,04a	0,31±0,04a	0,34±0,04a	0,40±0,08a	0,36±0,09a	0,74±0,35a
	60	0,40±0,08b	1,37±0,34a	0,56±0,15a	5,31±4,52a	0,53±0,20a	1,02±0,27a	1,59±1,43a	1,32±0,01a
Sr	30	34,07±7,27a	14,92±1,99b	28,89±6,63a	19,32±1,81b	36,94±7,93a	25,07±4,57a	16,68±2,77a	14,85±1,75a
	60	50,92±3,48a	32,36±4,92b	44,36±4,01a	31,63±4,63b	54,51±2,90a	36,85±6,07b	29,03±2,48a	20,94±0,23b
V	30	0,30±0,06a	0,19±0,08a	0,31±0,07a	0,17±0,07b	0,25±0,07a	0,18±0,03a	0,23±0,08a	0,14±0,02a
	60	0,73±0,20a	0,88±0,40a	0,53±0,07a	0,39±0,13a	0,59±0,12a	0,46±0,09a	0,57±0,23a	1,66±1,41a
Zn	30	40,70±5,76a	44,59±13,39a	29,88±3,90b	91,60±34,10a	52,98±10,27a	58,70±6,35a	132,23±64,71a	153,63±86,72a
	60	53,35±10,31b	82,49±13,79a	58,47±11,41a	91,70±25,04a	99,86±35,75a	145,73±39,42a	334,04±17,02a	484,13±191,75a

Cada valor é a média de seis medições replicadas ± desvio médio.

Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies após 30 e 60 dias de cultivo na mesma rodovia (p≤0,05).

As letras C e P são as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, respectivamente.

7. Conclusões

Este trabalho avança no estudo de contaminantes metálicos em solos de estradas brasileiras e mostra a potencialidade das espécies vegetais estudadas na recuperação destes solos pela técnica de fitorremediação.

7.1. Solos

O estudo revelou que nas amostras de solos mais próximas às rodovias estudadas e na profundidade mais superficial (0-15 cm), os valores do pH foram mais alcalinos, sugerindo a influência da abrasão das rodovias e conseqüentemente diminuindo a mobilidade dos metais. Em relação às concentrações de metais, os valores relativos à Via Dutra e à BR-465, decresceram com o aumento da distância. Os elementos Co, Cr e Cu apresentaram concentrações dentro dos valores de referência para solos brasileiros. Entretanto, Cd, Pb, Ni (em todas as rodovias) e Zn (Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465) apresentaram concentrações acima dos valores de referência, principalmente nas amostras próximas a estas rodovias e na superfície do solo. Em todas as rodovias, as concentrações de V foram acima do limite aceitável. Os índices de geoacumulação e de poluição confirmaram diferentes níveis de poluição por esses metais (Cd, Ni, Pb, V e Zn) nos solos avaliados.

7.2. Fitorremediação

O crescimento e a produção de biomassa após 60 dias de plantio da *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum*, indicaram adaptação e resistência na presença de diversos metais (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, V e Zn) em solos próximos à Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465. Em adição, as espécies *Crotalaria juncea* e *Pennisetum glaucum* apresentaram maior eficiência em acumular metais nas raízes e nas partes aéreas após 60 dias de plantio. Por fim, o estudo revelou que a espécie *Crotalaria juncea* tem potencial para fitoextrair Sr em solos da Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465 e fitoestabilizar Cd em solos da Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465, Cu em solos da Linha Vermelha e BR-465, Mn em solos da BR-465 e Zn em solos da Via Dutra e BR-465. No caso da espécie *Pennisetum glaucum*, o estudo indicou alto potencial em translocar Cd em solos da Avenida Brasil e BR-465 e Sr em solos da Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465 e fitoestabilizar Cd em solos da Via Dutra, Cr em solos da Avenida Brasil e BR-465, Cu em solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil, Via Dutra e BR-465 e Zn em solos da Linha Vermelha, Avenida Brasil e Via Dutra.

8. Recomendações de futuras pesquisas

- ✓ Relacionar a contaminação por metais com as caracterizações geotécnicas dos solos estudados e fatores meteorológicos e topográficos.
- ✓ Avaliar a contaminação por Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos.
- ✓ Avaliar as concentrações de metais: Platina, Paládio e Ródio.
- ✓ Investigar novas áreas e espécies para a recuperação de solos próximos às rodovias no Brasil.
- ✓ Realizar ensaios *in situ*.
- ✓ Examinar diferentes fertilizantes orgânicos para melhorar o desenvolvimento das espécies.
- ✓ Utilizar a pirólise ou outra técnica para o tratamento adequado pós-fitorremediação.

9. Referências bibliográficas

- ABRAHAMS, P. W. Soils: Their implications to human health. **Science of the Total Environment**, v. 291, p. 1–32, 2002.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, p. 869–881, 2013.
- AMABILE, R. F.; FANCELLI, A. L.; CARVALHO, A. M. Comportamento de espécies de adubos verdes em diferentes épocas de semeadura e espaçamentos na região dos cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 47–54, 2000.
- ANDRADE, J. C. M.; MAHLER, C. F. O uso de vegetação na recuperação de aterros de resíduos sólidos. In: MAHLER, C. F. (Ed.). **Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto**. Rio de Janeiro: Revan FAPERJ, p. 103–137, 2012.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- ANTONIADIS, V.; LEVIZOU, E.; SHAHEEN, S. M.; OK, Y. S.; SEBASTIAN, A.; BAUM, C.; PRASAD, M. N. V; WENZEL, W. W.; RINKLEBE, J. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation – a review. **Earth-Science Reviews**, v. 171, p. 621–645, 2017.
- ASSIREY, E.; EL-SHAHAWI, M. S. Assessment of roadside soil pollution by heavy metal ions and Correlation to traffic activities in Madina City, Saudi Arabia: Part I. **Asian Journal of Chemistry**, v. 27, n. 3, p. 1160–1166, 2015.
- ATO, A. F.; SAMUEL, O.; OSCAR, Y. D.; ALEX, P.; MOI, N.; AKOTO, B. Mining and heavy metal pollution: assessment of aquatic environments in Tarkwa (Ghana) using multivariate statistical analysis. **Journal of Environmental statistics**, v. 1, p. 1–13, 2010.
- BAI, J.; CUI, B.; WANG, Q.; GAO, H.; DING, Q. Assessment of heavy metal contamination of roadside soils in Southwest China. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 23, p. 341–347, 2009.
- BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, v. 1, p. 81–126, 1989.

BALDANTONI, D.; CICALI, A.; BELLINO, A.; CASTIGLIONE, S. Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 94–99, 2014.

BANI, A.; PAVLOVA, D.; ECHEVARRIA, G.; MULLAJ, A.; REEVES, R. D. R. D.; MOREL, J. L. J. L.; SULÇE, S. Nickel hyperaccumulation by the species of *Alyssum* and *Thlaspi* (Brassicaceae) from the ultramafic soils of the Balkans. **Botanica Serbica**, v. 34, n. 1, p. 3–14, 2010.

BECH, J.; ROCA, N.; BARCELÓ, J.; DURAN, P.; TUME, P.; POSCHENRIEDER, C. Soil and plant contamination by lead mining in Bellmunt (Western Mediterranean Area). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 113, p. 94–99, 2012.

BERNARDINO, C. A. R.; MAHLER, C. F.; PREUSSLER, K. H.; NOVO, L. A. B. State of the art of phytoremediation in Brazil - review and perspectives. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, p. 272, 2016.

BHARGAVA, A.; CARMONA, F. F.; BHARGAVA, M.; SRIVASTAVA, S. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. **Journal of environmental management**, v. 105, p. 103–120, 2012.

BROOKS, R. R. **Plants that hyperaccumulate heavy metals**. Wallingford: CAB Internacional, 1998.

BUENDÍA-GONZÁLEZ, L.; OROZCO-VILLAFUERTE, J.; CRUZ-SOSA, F.; BARRERA-DÍAZ, C. E.; VERNON-CARTER, E. J. *Prosopis laevigata* a potential chromium (VI) and cadmium (II) hyperaccumulator desert plant. **Bioresource technology**, v. 101, n. 15, p. 5862–5867, 2010.

CAIRES, S. M. De; FONTES, M. P. F.; FERNANDES, R. B. A.; NEVES, J. C. L.; FONTES, R. L. F. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1181–1188, 2011.

CETESB. **Texto explicativo - Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2013.

CETESB. **Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de SP**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo, 2014.

- CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F.; ARAUJO, D. L.; FRANÇA, C. P. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 2, p. 167–176, 2010.
- CHAVES, L. H. G.; SOUZA, R. S. Crescimento, distribuição e acumulação de cádmio em plantas de *Jatropha curcas*. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 3, p. 286–291, 2014.
- CHEHREGANI, A.; NOORI, M.; YAZDI, H. L. Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 5, p. 1349–1353, 2009.
- CHEN, X.; XIA, X.; ZHAO, Y.; ZHANG, P. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, n. 1–3, p. 640–646, 2010.
- CLAESSEN, M. E. C. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997.
- CONAMA. **Resolução CONAMA Nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasil, 2009.
- CONAMA. **Resolução CONAMA Nº 463, de 29 de julho de 2014**. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasil, 2014.
- COUPE, S. J.; SALLAMI, K.; GANJIAN, E. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using different plant species. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 43, p. 6185–6192, 2013.
- D'SOUZA, R. J.; VARUN, M.; MASIH, J.; PAUL, M. S. Identification of *Calotropis procera* L. as a potential phytoaccumulator of heavy metals from contaminated soils in Urban North Central India. **Journal of Hazardous Materials**, v. 184, n. 1–3, p. 457–464, 2010.
- SILVA, S.; BALL, A. S.; HUYNH, T.; REICHMAN, S. M. Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: Effect of road age, traffic density and vehicular speed. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 102–109, 2016.
- DENIER VAN DER GON, H. A. C.; HULSKOTTE, J. H. J.; VISSCHEDIJK, A. J. H.; SCHAAP, M. A revised estimate of copper emissions from road transport in UNECE-Europe and its impact on predicted copper concentrations. **Atmospheric Environment**, v. 41, p. 8697–8710, 2007.

DICKINSON, N. M.; BAKER, A. J. M.; DORONILA, A.; LAIDLAW, S.; REEVES, R. D. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. **International Journal of Phytoremediation**, v. 11, n. 2, p. 97–114, 2009.

DIN EN 13137. **Characterisation of waste. Determination of total organic carbon (TOC) in waste, sludges and sediments.** German Institute for Standardization, Germany, 2001.

DINH, N. T.; VU, D. T.; MULLIGAN, D.; NGUYEN, A. V. Accumulation and distribution of zinc in the leaves and roots of the hyperaccumulator *Noccaea caerulescens*. **Environmental and Experimental Botany**, v. 110, p. 85–95, 2015.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2011.

DURÃES, F. O. M.; MAGALHÃES, P. C.; SANTOS, F. G. **Fisiologia da planta de milho.** Sete Lagoas-MG, 2003.

ECJHAO, C.; SHARMA, S. Accumulation of Lead and Cadmium in soil and vegetable crops along major highways in Agra (India). **E-Journal of Chemistry**, v. 7, n. 4, p. 1174–1183, 2010.

FAIZ, Y.; TUFAIL, M.; JAVED, M. T.; CHAUDHRY, M. M.; NAILA-SIDDIQUE. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. **Microchemical Journal**, v. 92, n. 2, p. 186–192, 2009.

FRITSCH, J.; MEISEL, T. Determination of anthropogenic input of Ru, Rh, Pd, Re, Os, Ir and Pt in soils along Austrian motorways by isotope dilution ICP-MS. **The Science of the total environment**, v. 325, n. 1–3, p. 145–54, 2004.

FUMAGALLI, P.; COMOLLI, R.; FERRÈ, C.; GHIANI, A.; GENTILI, R.; CITTERIO, S. The rotation of white lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: a strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. **Journal of environmental management**, v. 145, p. 35–42, 2014.

GALAL, T. M.; SHEHATA, H. S. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 244–251, 2015.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. das G.; BERG, C. V. D. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 52–61, 2005.

GÜCEL, S.; KOÇBAŞ, F.; ÖZTÜRK, M. Metal bioaccumulation by barley in Mesaoria plain alongside the Nicosia-Famagusta highway, Northern Cyprus. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 18, n. 11, p. 2034–2039, 2009.

GUNEY, M.; ONAY, T. T.; COPTY, N. K. Impact of overland traffic on heavy metal levels in highway dust and soils of Istanbul, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 164, p. 101–110, 2010.

HOODA, P. S.; MILLER, A.; EDWARDS, A. C. The plant availability of auto-cast platinum group elements. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 30, p. 135–139, 2008.

INEA. **Gerenciamento de áreas contaminadas do estado do Rio de Janeiro**. Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

IUSS WORKING GROUP WRB. **World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: FAO, 2015.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. CRC Press, 2011.

KARAMI, N.; CLEMENTE, R.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; LEPP, N. W.; BEESLEY, L. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 191, p. 41–48, 2011.

KHAN, M. N.; WASIM, A. A.; SARWAR, A.; RASHEED, M. F. Assessment of heavy metal toxicants in the roadside soil along the N-5, National Highway, Pakistan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 182, p. 587–595, 2011.

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**, v. 152, p. 686–692, 2008.

KLUGE, B.; WESSOLEK, G. Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world - The AVUS Autobahn. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 6469–6481, 2012.

KRISHNA, A. K.; GOVIL, P. K. Soil contamination due to heavy metals from an industrial area of Surat, Gujarat, Western India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 124, p. 263–275, 2007.

- KUMAR, P. B.; DUSHENKOV, V.; MOTTO, H.; RASKIN, I. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. **Environmental science & technology**, v. 29, n. 5, p. 1232–1238, 1995.
- LEE, S.-H.; KIM, E. Y.; PARK, H.; YUN, J.; KIM, J.-G. In situ stabilization of arsenic and metal-contaminated agricultural soil using industrial by-products. **Geoderma**, v. 161, n. 1–2, p. 1–7, 2011.
- LEŚNIEWSKA, B. a.; GODLEWSKA-ZYŁKIEWICZ, B.; BOCCA, B.; CAIMI, S.; CAROLI, S.; HULANICKI, A. Platinum, palladium and rhodium content in road dust, tunnel dust and common grass in Białystok area (Poland): A pilot study. **Science of the Total Environment**, v. 321, n. x, p. 93–104, 2004.
- LEUNG, H. M.; WANG, Z. W.; YE, Z. H.; YUNG, K. L.; PENG, X. L.; CHEUNG, K. C. Interactions between arbuscular mycorrhizae and plants in phytoremediation of metal-contaminated soils: A review. **Pedosphere**, v. 23, p. 549–563, 2013.
- LI, X.; POON, C. S.; LIU, P. S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 1361–1368, 2001.
- LI, Z.; WU, L.; HU, P.; LUO, Y.; ZHANG, H.; CHRISTIE, P. Repeated phytoextraction of four metal-contaminated soils using the cadmium/zinc hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 189, p. 176–183, 2014.
- LIANG, L.; HORVAT, M.; DANILCHIK, P. A novel analytical method for determination of picogram levels of total mercury in gasoline and other petroleum based products. **Science of the Total Environment**, v. 187, p. 57–64, 1996.
- LIN, C.; LIU, J.; LIU, L.; ZHU, T.; SHENG, L.; WANG, D. Soil amendment application frequency contributes to phytoextraction of lead by sunflower at different nutrient levels. **Environmental and Experimental Botany**, v. 65, n. 2–3, p. 410–416, 2009.
- LIU, W. X.; SHEN, L. F.; LIU, J. W.; WANG, Y. W.; LI, S. R. Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soil near Zhengzhou City, People's Republic of China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 79, p. 209–213, 2007.
- LIU, X.; SONG, Q.; TANG, Y.; LI, W.; XU, J.; WU, J.; WANG, F.; BROOKES, P. C. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. **Science of the Total Environment**, v. 463–464, p. 530–540, 2013.
- LOFERSKI, P. J. **Platinum-group metals. Mineral commodity summaries** United States Geological Survey. USA, 2015.

- LOUGH, G. C.; SCHAUER, J. J.; PARK, J. S.; SHAFER, M. M.; DEMINTER, J. T.; WEINSTEIN, J. P. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 826–836, 2005.
- MAGALHÃES, M. O. L.; SOBRINHO, N. M. B. A.; SANTOS, F. S.; MAZUR, N. Potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 42, n. 3, p. 805–812, 2011.
- MALKOC, S.; YAZICI, B.; SAVAS KOPARAL, A. Assessment of the levels of heavy metal pollution in roadside soils of Eskisehir, Turkey. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 29, n. 12, p. 2720–2725, 2010.
- MARQUES, A. P. G. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 8, p. 622–654, 2009.
- MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 35, n. 1, p. 1–11, 2011.
- MELAKU, S.; MORRIS, V.; RAGHAVAN, D.; HOSTEN, C. Seasonal variation of heavy metals in ambient air and precipitation at a single site in Washington, DC. **Environmental Pollution**, v. 155, p. 88–98, 2008.
- MELGAR-RAMÍREZ, R.; GONZÁLEZ, V.; SÁNCHEZ, J. A.; GARCÍA, I. Effects of application of organic and inorganic wastes for restoration of sulphur-mine soil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 9, p. 6123–6131, 2012.
- MENCH, M. J.; MANCEAU, A.; VANGRONSVELD, J.; CLIJSTERS, H.; MOCQUOT, B. Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne zinc. **Agronomie**, v. 20, n. 4, p. 383–397, 2000.
- MENDES, A. M. S. **Introdução a fertilidade do solo**. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/35800/1/OPB1291.pdf>>. Acesso em: 27 out. 2017.
- MENDEZ, M. O.; MAIER, R. M. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments - an emerging remediation technology. **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 3, p. 278–283, 2007.

- MORCELLI, C. P. R.; FIGUEIREDO, A. M. G.; SARKIS, J. E. S.; ENZWEILER, J.; KAKAZU, M.; SIGOLO, J. B. PGEs and other traffic-related elements in roadside soils from São Paulo, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 345, n. 1–3, p. 81–91, 2005.
- MPINGA, C. N.; EKSTEEN, J. J.; ALDRICH, C.; DYER, L. Direct leach approaches to Platinum Group Metal (PGM) ores and concentrates: a review. **Minerals Engineering**, v. 78, p. 93–113, 2015.
- MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. **Engineering Geology**, v. 60, n. 1–4, p. 193–207, 2001.
- NABULO, G.; ORYEM-ORIGA, H.; DIAMOND, M. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. **Environmental Research**, v. 101, p. 42–52, 2006.
- NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 3, p. 199–216, 2010.
- NASEEM, S.; BASHIR, E.; SHIREEN, K.; SHAFIQ, S. Soil-plant relationship of *Pteropyrum olivieri*, a serpentine flora of Wadh, Balochistan, Pakistan and its use in mineral prospecting. **Studia Universitatis Babes-Bolyai, Geologia**, v. 54, n. 2, p. 33–39, 2009.
- NAZZAL, Y.; ROSEN, M. A.; AL-RAWABDEH, A. M. Assessment of metal pollution in urban road dusts from selected highways of the Greater Toronto Area in Canada. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 1847–1858, 2013.
- NBR 6457. **Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Brasil, 1986.
- NBR 6508. **Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação de massa específica**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Brasil, 1984.
- NBR 7181. **Solo - Análise granulométrica**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Brasil, 1984.
- NORDBERG, G. F.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M.; FRIBERG, L. T. **Handbook on the toxicology of metals**. 3. ed. Elsevier, 2007.

- NOVO, L. A. B.; COVELO, E. F.; GONZÁLEZ, L. Phytoremediation of amended copper mine tailings with *Brassica juncea*. **International Journal of Mining, Reclamation and Environment**, v. 27, p. 215–226, 2013a.
- NOVO, L. A. B.; COVELO, E. F.; GONZÁLEZ, L. The potential of *Salvia verbenaca* for phytoremediation of copper mine tailings amended with technosol and compost. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 224, n. 4, p. 1513, 2013b.
- NOVO, L. A. B.; COVELO, E. F.; GONZÁLEZ, L. The use of waste-derived amendments to promote the growth of Indian mustard in copper mine tailings. **Minerals Engineering**, v. 53, p. 24–30, 2013c.
- NOVO, L. A. B.; MAHLER, C. F.; GONZÁLEZ, L. Plants to harvest rhenium: scientific and economic viability. **Environmental Chemistry Letters**, v. 13, n. 4, p. 439–445, 2015.
- OVEČKA, M.; TAKÁČ, T. Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. **Biotechnology advances**, v. 32, n. 1, p. 73–86, 2014.
- PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 184, n. 1–4, p. 105–126, 2007.
- PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Rhizosphere influence and seasonal impact on phytostabilisation of metals-A field study. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, p. 107–124, 2012.
- PAGOTTO, C.; RÉMY, N.; LEGRET, M.; LE CLOIREC, P. Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. **Environmental technology**, v. 22, p. 307–319, 2001.
- PARK, J. H.; LAMB, D.; PANEERSELVAM, P.; CHOPPALA, G.; BOLAN, N.; CHUNG, J.-W. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. **Journal of hazardous materials**, v. 185, n. 2–3, p. 549–574, 2011.
- PAVEL, P. B.; PUSCHENREITER, M.; WENZEL, W. W.; DIACU, E.; BARBU, C. H. Aided phytostabilization using *Miscanthus sinensis* × *giganteus* on heavy metal-contaminated soils. **The Science of the total environment**, v. 479–480, p. 125–131, 2014.
- PAWLAK, J.; ŁODYGA-CHRUŚCIŃSKA, E.; CHRUSTOWICZ, J. Fate of platinum metals in the environment. **Journal of trace elements in medicine and biology : organ of the Society for Minerals and Trace Elements (GMS)**, v. 28, n. 3, p. 247–54, 2014.

- PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 63–77, 2003.
- PEREIRA, A. J.; GUERRA, J. G. M.; MOREIRA, V. F.; TEXEIRA, M. G.; URQUIAGA, S.; POLIDORO, J. C.; ESPINDOLA, J. A. A. **Desempenho agrônômico de *Crotalaria juncea* em diferentes arranjos populacionais e épocas do ano**. 2005.
- PEREIRA, K. de L.; PINTO, L. V. A.; ADEMIR, J. P. Potencial fitorremediador das plantas predominantes na área do lixão de Inconfidentes / MG. **Revista Agrogeoambiental**, n. 1, p. 25–29, 2013.
- PÉREZ-ESTEBAN, J.; ESCOLÁSTICO, C.; MOLINER, A.; MASAGUER, A.; RUIZ-FERNÁNDEZ, J. Phytostabilization of metals in mine soils using *Brassica juncea* in combination with organic amendments. **Plant and Soil**, v. 377, n. 1–2, p. 97–109, 2013.
- PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, v. 56, p. 15–39, 2005.
- PINTO, E.; AGUIAR, A. A. R. M.; FERREIRA, I. M. P. L. V. O. Influence of soil chemistry and plant physiology in the phytoremediation of Cu, Mn, and Zn. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 33, n. 5, p. 351–373, 3 set. 2014.
- PIRZADAH, T. B.; MALIK, B.; INAYATULLAH, T.; KUMAR, M.; VARMA, A.; REIAZ, R. U. I. Phytoremediation: an eco-friendly green technology for pollution prevention, control and remediation. In: HAKEEM, K. R.; SABIR, M.; ÖZTÜRK, M.; MERMUT, A. R. (Ed.). **Soil remediation and plants: prospects and challenges**. New York: Elsevier, p. 107–129, 2015.
- POLLARD, A. J.; REEVES, R. D.; BAKER, A. J. M. Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. **Plant science: An International Journal of Experimental Plant Biology**, v. 217–218, p. 8–17, 2014.
- PREUSSLER, K. H.; MAHLER, C. F.; MARANHO, L. T. Performance of a system of natural wetlands in leachate of a posttreatment landfill. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 8, p. 2623–2638, 2015.
- RADZIEMSKA, M.; FRONCZYK, J. Level and contamination assessment of soil along an expressway in an ecologically valuable area in Central Poland. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 10, p. 13372–13387, 2015.
- RASCIO, N.; NAVARI-IZZO, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? **Plant Science: An International Journal of Experimental Plant Biology**, v. 180, n. 2, p. 169–81, 2011.

RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. **Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment**. New York: Wiley-Interscience, 2000.

RASMUSSEN, P. E.; SUBRAMANIAN, K. S.; JESSIMAN, B. J. A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. **Science of the Total Environment**, v. 267, p. 125–140, 2001.

RAY, J. G.; GEORGE, J. Zn in tolerant roadside plants in relation to the metal in the soils in south India. **Journal of Agriculture and Environmental Sciences.**, v. 9, n. 5, p. 548–559, 2010.

REEVES, R. D.; BAKER, A. J. M. Metal-accumulation plants. In: RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. (Ed.). **Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment**. New York: John Wiley and Sons, p. 193–230, 2000

RIGA-KARANDINOS, a. N.; SAITANIS, C. J.; ARAPIS, G. First study of anthropogenic platinum group elements in roadside top-soils in Athens, Greece. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 172, p. 3–20, 2006.

ROMEIRO, S.; LAGÔA, A. M. M. A.; FURLANI, P. R.; ABREU, C. A.; PEREIRA, B. F. F. Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes* L. **Bragantia**, v. 66, n. 2, p. 327–334, 2007.

SAEEDI, M.; HOSSEINZADEH, M.; JAMSHIDI, A.; PAJOOHESH FAR, S. P. Assessment of heavy metals contamination and leaching characteristics in highway side soils, Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, p. 231–241, 2009.

SANTOS, C. F.; NOVAK, E. Plantas nativas do cerrado e possibilidades em fitorremediação. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 7, n. 1, p. 67–78, 2013.

SANTOS, C. H.; GARCIA, A. Luis de O.; CALONEGO, J. C.; SÉRGIO, T. C.; RIGOLIN, I. M.; SPÓSITO, T. H. N. Utilização da mucuna preta (*Mucuna aterrima* Piper & Tracy) para a fitorremediação de solo contaminado por chumbo. **Revista Agro@ambiente Online**, v. 6, n. 3, p. 215–221, 2012.

SASMAZ, A.; OBEK, E. The accumulation of silver and gold in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. **Chemie der Erde - Geochemistry**, v. 72, n. 2, p. 149–152, 2012.

SATURNINO, H. M.; PACHECO, D. D.; KAKIDA, J.; TOMINAGA, N.; GONÇALVES, N. P. Cultura do pinhao-mansô (*Jatropha curca* L.). **Informe Agropecuário**, v. 26, n. 229, p. 44–78, 2005.

SCHIFER, T. S.; JUNIOR, S. B.; MONTANO, M. A. E. Aspectos toxicológicos do chumbo. **Infarma**, v. 17, n. 5–6, p. 67–72, 2005.

- SETH, C. S.; REMANS, T.; KEUNEN, E.; JOZEFCHAK, M.; GIELEN, H.; OPDENAKKER, K.; WEYENS, N.; VANGRONSVELD, J.; CUYPERS, A. Phytoextraction of toxic metals: a central role for glutathione. **Plant, Cell & Environment**, v. 35, n. 2, p. 334–346, 2012.
- SEZGIN, N.; OZCAN, H. K.; DEMIR, G.; NEMLIOGLU, S.; BAYAT, C. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. **Environment International**, v. 29, p. 979–985, 2004.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Phytomining: a review. **Minerals Engineering**, v. 22, n. 12, p. 1007–1019, 2009.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Factors affecting phytoextraction: a review. **Pedosphere**, v. 26, n. 2, p. 148–166, 2016.
- SILVA, P. C. C.; JESUS, F. N.; ALVES, A. C.; JESUS, C. A. S. De; SANTOS, A. R. Crescimento de plantas de girassol cultivadas em ambiente contaminado por chumbo. **Bioscience Journal**, v. 29, p. 1576–1586, 2013.
- SINEGANI, A. A. .; EBRAHIMI, P. The potential of Razan-Hamadan highway indigenous plant species for the phytoremediation of lead contaminated land. **Soil and Environment**, v. 26, n. 1, p. 10–14, 2007.
- SIRGUEY, C.; OUVARD, S. Contaminated soils salinity, a threat for phytoextraction? **Chemosphere**, v. 91, n. 3, p. 269–274, 2013.
- SOOKSAWAT, N.; MEETAM, M.; KRUAATCHUE, M.; POKETHITIYOOK, P.; NATHALANG, K. Phytoremediation potential of charophytes: bioaccumulation and toxicity studies of cadmium, lead and zinc. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 596–604, 2013.
- SUN, Y.; ZHOU, Q.; DIAO, C. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 5, p. 1103–1110, 2008.
- SUTHERLAND, R. A. BCR®-701: A review of 10-years of sequential extraction analyses. **Analytica Chimica Acta**, v. 680, n. 1–2, p. 10–20, 2010.
- SUZUKI, K.; YABUKI, T.; ONO, Y. Roadside *Rhododendron pulchrum* leaves as bioindicators of heavy metal pollution in traffic areas of Okayama, Japan. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 149, n. 1–4, p. 133–141, 2009.

TAVARES, S. R. L.; OLIVEIRA, S. A.; SALGADO, C. M. Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. **Holos**, v. 5, p. 80–97, 2013.

TURER, D.; MAYNARD, J. B.; SANSALONE, J. J. Heavy metal contamination in soils of urban highways: Comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 132, n. 3–4, p. 293–314, 2001.

US EPA 3050B. **Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Environmental Protection Agency, USA, 1996.

US EPA 3051A. **Method microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**. Environmental Protection Agency, USA, 2007.

US EPA 6010C. **Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry**. Environmental Protection Agency, USA, 2007.

US EPA 6010D. **Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry**. Environmental Protection Agency, USA, 2014.

US EPA 9081. **Cation-exchange capacity of soils (Sodium Acetate)**. Environmental Protection Agency, USA, 1986.

USDA. **Natural Resources Conservation Services - Soil Texture Calculator**. United States Department of Agriculture, USA. Disponível em: < https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167 >. Acesso em: 05 de jan. 2018.

VAMERALI, T.; BANDIERA, M.; MOSCA, G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 1, p. 1–17, 2009.

VAN DER ENT, A.; BAKER, A. J. M.; REEVES, R. D.; POLLARD, A. J.; SCHAT, H. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. **Plant and Soil**, v. 362, n. 1–2, p. 319–334, 2013.

VAN NEVEL, L.; MERTENS, J.; OORTS, K.; VERHEYEN, K. Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? **Environmental Pollution**, v. 150, n. 1, p. 34–40, 2007.

VANGRONSVELD, J.; HERZIG, R.; WEYENS, N.; BOULET, J.; ADRIAENSEN, K.; RUTTENS, A.; THEWYS, T.; VASSILEV, A.; MEERS, E.; NEHNEVAJOVA, E.; VAN DER LELIE, D.; MENCH, M. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 16, n. 7, p. 765–794, 2009.

VERBRUGGEN, N.; HERMANS, C.; SCHAT, H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. **The New phytologist**, v. 181, n. 4, p. 759–776, 2009.

VIARD, B.; PIHAN, F.; PROMEYRAT, S.; PIHAN, J.-C. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. **Chemosphere**, v. 55, n. 10, p. 1349–59, 2004.

WALRAVEN, N.; VAN OS, B. J. H.; KLAVER, G. T.; MIDDELBURG, J. J.; DAVIES, G. R. The lead (Pb) isotope signature, behaviour and fate of traffic-related lead pollution in roadside soils in The Netherlands. **Science of the Total Environment**, v. 472, p. 888–900, 2014.

WANG, J.; CHEN, Z.; SUN, X.; SHI, G.; XU, S.; WANG, D.; WANG, L. Quantitative spatial characteristics and environmental risk of toxic heavy metals in urban dusts of shanghai, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, p. 645–654, 2009.

WANG, Y.; LI, X. Health Risk of Platinum Group Elements from Automobile Catalysts. **Procedia Engineering**, v. 45, p. 1004–1009, 2012.

WAWER, M.; MAGIERA, T.; OJHA, G.; APPEL, E.; KUSZA, G.; HU, S.; BASAVIAIAH, N. Traffic-related pollutants in roadside soils of different countries in Europe and Asia. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 226, n. 7, p. 216, 2015.

WEI, S.; ZHOU, Q.; WANG, X. Identification of weed plants excluding the uptake of heavy metals. **Environment International**, v. 31, p. 829–834, 2005.

WEI, X.; GAO, B.; WANG, P.; ZHOU, H.; LU, J. Ecotoxicology and Environmental Safety Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 112, p. 186–192, 2015.

WERKENTHIN, M.; KLUGE, B.; WESSOLEK, G. Metals in European roadside soils and soil solution – a review. **Environmental Pollution**, v. 189, p. 98–110, 2014.

WHITELEY, J. D.; MURRAY, F. Anthropogenic platinum group element (Pt, Pd and Rh) concentrations in road dusts and roadside soils from Perth, Western Australia. **Science of the Total Environment**, v. 317, n. x, p. 121–135, 2003.

WISEMAN, C. L. S.; ZEREINI, F.; PÜTTMANN, W. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 86–95, 2013.

WU, G.; KANG, H.; ZHANG, X.; SHAO, H.; CHU, L.; RUAN, C. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, n. 1–3, p. 1–8, 2010.

XIONG, Z. -T. Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species *Sonchus oleraceus* L. **Environmental Pollution**, v. 97, n. 3, p. 275–279, 1997.

YANG, J.; ZHANG, C.; TANG, Y. Metal distribution in soils of an in-service urban parking lot. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 7, p. 478, 2015.

YANG, S.; LIANG, S.; YI, L.; XU, B.; CAO, J.; GUO, Y.; ZHOU, Y. Heavy metal accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing on manganese mine tailings. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 8, n. 3, p. 394–404, 2013.

ZEREINI, F.; WISEMAN, C.; PUTTMANN, W. Changes in palladium, platinum, and rhodium concentrations, and their spatial distribution in soils along a major highway in Germany from 1994 to 2004. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 2, p. 451–456, 2007.

ZHANG, F.; YAN, X.; ZENG, C.; ZHANG, M.; SHRESTHA, S.; DEVKOTA, L. P.; YAO, T. Influence of traffic activity on heavy metal concentrations of roadside farmland soil in mountainous areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, p. 1715–1731, 2012.

ZHANG, S.; LIN, H.; DENG, L.; GONG, G.; JIA, Y.; XU, X.; LI, T.; LI, Y.; CHEN, H. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 133–139, 2013.

ZHAO, G. Q.; MA, B. L.; REN, C. Z. Growth, gas exchange, chlorophyll fluorescence, and ion content of naked oat in response to salinity. **Crop Science**, v. 47, n. 1, p. 123–131, 2007.

ANEXOS

Produção Bibliográfica

✓ Artigo publicado em revistas internacional indexada no JCR

- BERNARDINO, C.A.R.; MAHLER, C.F.; PREUSSLER, K.H.; NOVO, L.A.B. State of the art of phytoremediation in Brazil – Review and Perspectives, *Water, Air, & Soil Pollution*, DOI: 10.1007/s11270-016-2971-3, 2016.

Water Air Soil Pollut (2016) 227:272
DOI 10.1007/s11270-016-2971-3



State of the Art of Phytoremediation in Brazil—Review and Perspectives

Cassiano A. R. Bernardino · Claudio F. Mahler ·
Karla H. Preussler · Luís A. B. Novo

Received: 23 March 2016 / Accepted: 4 July 2016
© Springer International Publishing Switzerland 2016

Abstract The pollution of terrestrial and aquatic environments with heavy metals is a serious concern on a worldwide scale. Trace elements can be highly toxic and carcinogenic for human health while also detrimental to animal and plant life of ecosystems surrounding contamination hotspots. Phytoremediation is a low-cost and environment-friendly plant-based technique to alleviate polluted areas, which constitutes a viable alternative to other complex, costly, and often harmful traditional methods. Phytoremediation is particularly interesting for Brazil, given the country's rich biodiversity and climate. This mini-review covers some of the most important results in phytoremediation studies carried out in Brazil to date, with a particular focus on the potential of the Brazilian flora for phytostabilization and phytoextraction, the two main subcategories of phytoremediation. Moreover, it includes data from two previously unpublished trials about phytoremediation of metal-polluted soil and water with vetiver grass and four wetland macrophytes (water hyacinth, creeping river grass, alligator weed, and water lettuce).

Keywords Phytoremediation · Heavy metals · Metal pollution · Soil reclamation · Water reclamation · Metal hyperaccumulation

1 Introduction

The cultivation of certain plant species can be used for the decontamination of areas containing heavy metals. Industrial and mining activities are two of the main sources of heavy metal pollution. Since metals accumulate and spread throughout the soil, leach into the groundwater, and can be transported via eolian dispersion, they constitute a serious risk (Bech et al. 2012; Mendez and Maier 2008). Therefore, heavy metal pollution can impact terrestrial and aquatic wildlife, and even cause serious harm to human health, due to the toxic and carcinogenic nature of some of these metals (Nagajyoti et al. 2010; Nordberg et al. 2009; Prasad et al. 2006).

In aquatic organisms, the toxic effect of heavy metals may lead to death or bioaccumulation, which enhances the harmful effect of these elements through food chains, putting at risk the life of animals not directly related to the problem. On the other hand, heavy metal deposition in the sediments of the oceans permanently contaminates their fauna and flora (Cohen et al. 2001; Pedro et al. 2013).

Concerning soils, the contamination with heavy metals has become a worldwide problem, affecting agricultural productivity, plant biomass yield, and soil fertility (Lotfy and Mostafa 2014). Without human

C. A. R. Bernardino · C. F. Mahler
Department of Civil Engineering, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brazil

K. H. Preussler
Graduate Program in Environmental Management, Positivo University, Curitiba, PR, Brazil

L. A. B. Novo (✉)
GeoBioTec Research Center, Department of Geosciences,
University of Aveiro, Aveiro, Portugal
e-mail: novo@ua.pt

Published online: 19 July 2016

Springer

interference, the content of metals in soils depends on the quantities present in the original material and its weathering degree. Under normal conditions these elements occur in soils in low concentrations, representing no risk to the environment. The excessive increase of heavy metal concentrations in soils is a result of atmospheric deposition, pesticide application, urban and industrial organic and inorganic waste, mining waste, soil fertilizers and amendments, and transportation, to name a few of the main causes (Alloway 2013; Khan et al. 2008).

The remediation process aids the improvement of physicochemical characteristics and the reduction of pollutant contents and their inherent dangerousness. The traditional methods of soil recovery include removal, washing, and physical stabilization. However, they have two main disadvantages: the elevated costs and their aggressiveness toward the environment (Andrade et al. 2007). Therefore, phytoremediation emerges as an innovative and sustainable solution for soils and waters contaminated with heavy metals (Ali et al. 2013). This in situ remediation technique, which uses plants to remove pollutants from the environment or make them harmless, has been gradually applied at a global scale, since its utilization arouses a great environmental interest (Pivetz 2001). In economic terms, the cost of phytoremediation is of approximately US\$5–40 per ton of polluted substrate, which represents a significant difference to other conventional methods of engineering, such as vitrification (US\$75–425 per ton), chemical treatments (US\$100–500 per ton), or electrokinetics (US\$20–200 per ton) (Padmavathiamma and Li 2007).

The objective of this mini-review is to highlight recent studies about the development of phytoremediation for the recovery of soils and waters contaminated with heavy metals, focusing on the native or naturalized flora of Brazil. Additionally, two previously unreported studies from Tavares (2009) and Preussler (2014), about phytoremediation of soils contaminated with heavy metals and leachate treatment, respectively, are presented.

2 Phytoremediation

Phytoremediation is an inexpensive and sustainable plant-based technique to mitigate inorganic and organic pollution. Phytoremediation comprises several subcategories that can be utilized for water, air, or soil reclamation, according to the targeted objectives (Ali et al.

2013). Phytostabilization and phytoextraction are the most relevant subcategories of phytoremediation for the mitigation of metal-polluted soils and waters. Both techniques are described below, as well as equally important aspects such as hyperaccumulation and the bioconcentration and translocation factors.

2.1 Bioconcentration and Translocation Factors

The bioconcentration (BF) and translocation (TF) factors are critical indicators of the plants' capacity to extract and accumulate heavy metals. The BF indicates the efficiency of a plant to extract a metal from the soil or water. This factor is calculated according to Eq. 1.

$$BF = \frac{C_p}{C_w} \quad (1)$$

where C_p and C_w are the metal concentrations in the plant tissues (mg kg^{-1}) and in the soil/water (mg kg^{-1}), respectively (Karami et al. 2011; Peijnenburg and Jager 2003). In hyperaccumulator plants, the BF must present values greater than 1, sometimes varying from 50 to 100 (Brooks 1998).

The BF may be used for comparison in cases of plant growth in homogenized soils or hydroponic cultures. This factor is also a convenient and reliable way of quantifying the relative difference in heavy metal bioavailability in plants (Naseem et al. 2009; van der Ent et al. 2013).

The TF characterizes the plant's capacity to translocate metals from the root to the shoot. A TF greater than 1 ($TF > 1$) indicates that the plant is efficient in the transport of heavy metals from the root to the aerial part, fulfilling one of the requirements for their classification as a hyperaccumulator (Zhao et al. 2007). This factor is calculated according to Eq. 2:

$$TF = \frac{C_s}{C_r} \quad (2)$$

where C_s and C_r are the metal concentrations (mg kg^{-1}) in the shoot and root parts of the plant, respectively.

In summary, the BF and TF can be used for the estimation of a plant's potential for phytoremediation; that is, plants with bioconcentration and translocation factors greater than one (BF and $TF > 1$) are adequate for phytoextraction. On the other hand, plants with BF greater than one and TF smaller than one ($BF > 1$ and $TF < 1$) show potentiality for phytostabilization.

2.2 Phytostabilization

Phytostabilization is a subcategory of phytoremediation that consists in the immobilization of metals in the rhizosphere, thus reducing their mobility and bioavailability in the environment (Mendez and Maier 2008). This strategy is usually efficient and can be adopted for a large number of metals including Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn (Leung et al. 2013). Consequently, this technique has great practical significance and is very flexible in the ecological restoration of mining waste and in the remediation of heavy metal-contaminated soils (Sheoran et al. 2009).

The ideal plant species for phytostabilization must be tolerant to heavy metals, not being hyperaccumulators (i.e., little translocation and accumulation of the metal in their aerial part), generate high biomass, present fast growth, and have a large root system. They must also be tolerant to other environmental factors like drought and high temperatures, providing a vegetation cover large enough to stabilize the metals in the soils and, thus, stop its mobilization or leaching into surface and underground waters (A. P. G. C. Marques et al. 2009; Mendez and Maier 2008; Wei et al. 2005).

Yang et al. (2013) verified that the species *Alternanthera philoxeroides*, *Artemisia princeps*, *Bidens frondosa*, *Bidens pilosa*, *Cynodon dactylon*, *Digitaria sanguinalis*, *Erigeron Canadensis*, and *Setaria plicata* are tolerant to Cd, Pb, and Zn and therefore could be suitable for phytostabilization of mining waste.

Organic or mineral additives can also be incorporated to contaminated soils, leading to a lower mobility of the heavy metals due to alterations in the soil properties. This strategy is of fundamental importance for increasing the pH, stabilizing the metals, and favoring revegetation of polluted soils (Melgar-Ramírez et al. 2012; Novo et al. 2013a). The mechanisms involved in metal immobilization through additives are based on alkaline properties, particle sorption, and coprecipitation reactions (Lee et al. 2011; Mench et al. 2000).

Pavel et al. (2014) observed that *Miscanthus sinensis* × *giganteus* is a plant of great interest for soils contaminated with Zn, Cd, and Pb. The phytostabilization process was aided by the addition of red mud (rich in Fe and highly alkaline), leading to a significant reduction of heavy metal concentrations in the soil and of the corresponding absorption by the plants' tissue, especially in the stem. An increase in biomass production with

the addition of this mud to the soil was also demonstrated. Lee et al. (2014) reported that the species *Miscanthus sinensis* is appropriate for phytostabilization aided by the addition of compounds rich in Fe, such as the red mud and steel furnace slag. These additives were effective in the reduction of the availability and mobility of Pb and Zn in mining waste. Novo et al. (2013b) used technosol and compost as additives to the species *Salvia verbenaca*. The authors observed that this plant presents good capacity to endure Cu, an effective response to the oxidative stress, and relevant features concerning the root length and biomass generation.

Summing up, the application of organic waste can decrease the bioavailability of metals and improve the fertility conditions of the soil, allowing the survival and growth of the plants (Park et al. 2011). These organic additives provide biomass increase and favor metal accumulation in the vegetal tissues, either in the roots (promoting phytostabilization) or in the aerial parts (allowing phytoextraction) (Lin et al. 2009; Pérez-Esteban et al. 2013).

2.3 Phytoextraction—Hyperaccumulator Plants

Phytoextraction consists in the absorption and translocation of metals from the roots to the shoots of plants in soils or aquatic systems (Van Nevel et al. 2007). This process is an alternative or supplementary method for the in situ remediation of metal-polluted soils and waters, both in diffuse and high contamination levels (Seth et al. 2012; Wu et al. 2010). The technique is environmentally adequate, low cost, and visually discreet and also allows the possibility of the biorecovery of the metals with economic return (Novo et al. 2015). The main limiting factors for efficient metal phytoextraction are the bioavailability of the trace elements, metal phytotoxicity, and absorption and translocation in the plant (Nanda Kumar et al. 1995; Vangronsveld et al. 2009).

Ideally, phytoextraction demands the use of hyperaccumulator plants. These plants are characterized by heavy metal concentrations in the aboveground part 10–100 times higher than those expected for a non-accumulator plant developing in the same substrate (Brooks 1998). Specifically, hyperaccumulator plants must present bioconcentration and translocation factors higher than 1 (see Sect. 2.3), and be capable of accumulating in their aerial parts at least 100 mg kg⁻¹ of Cd; 1000 mg kg⁻¹ of Cu, Pb, and Ni; or 10000 mg kg⁻¹ of

Zn, to mention some of the main elements (Baker and Brooks 1989; Sun et al. 2008).

Metal hyperaccumulators have been reported in several papers, occurring in over 450 species of vascular plants belonging to 45 angiosperm families, including members of the families *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Cunoniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae*, and *Euphorbiaceae*. Hyperaccumulators are particularly well represented in the family *Brassicaceae*, especially in the genera *Alyssum* and *Thlaspi*, in which the accumulation of more than one metal has been described (Bhargava et al. 2012; Padmavathiamma and Li 2007; Reeves and Baker 2000; Vamerli et al. 2009; Verbruggen et al. 2009). Table 1 shows some hyperaccumulator species used for the removal of heavy metals.

The species *Noccaea caerulescens* has a high capacity of accumulating Zn. More than 2.5 % of Zn was detected in its dry aerial part biomass, after a 2-week growth, without the presence of toxicity symptoms (Dinh et al. 2015).

Noea mucronata accumulates high concentrations of Pb, up to maximum levels of 1690 mg kg⁻¹. This plant also registers good results for the accumulation of Cd, Cu, Fe, and Ni in the shoot (14, 84, 1200, and 18 mg kg⁻¹, respectively). *Noea mucronata* plants were kept in pots with heavy metal-contaminated soils for 2 years, and the content of these metals were then compared to control pots (without the plant). The results showed that the concentration of all metals analyzed were reduced (Pb, 98 %; Zn, 79.03 %; Cu, 73.38 %; Cd, 72.04 %; Ni, 33.61 %) (Chehregani et al. 2009).

Prosopis laevigata is a promising species for the removal of heavy metals in arid and semiarid climates,

since it is a hyperaccumulator of Cd (II) and Cr (VI) and is resistant to these metals' toxic effects (Buendia-González et al. 2010).

Zhang et al. (2013) observed that the species *Siegesbeckia orientalis* L. showed tolerance to Cd, not presenting visible symptoms of toxicity, such as necrosis or whitish brown chlorosis. The plant heights, root lengths, and biomass of the aerial part and root zone did not present significant changes between the control plants and the ones subjected to the Cd treatment. Although, the aerial part and root zone biomass values suffered a decrease of 29.9 and 5.6 %, respectively, when the Cd concentration in the soil was 150 mg kg⁻¹.

Li et al. (2014) reported that the species *Sedum plumbizincicola* can be used in the phytoextraction of heavily polluted acidic soils for the removal of Cd, due to its tolerance to these environments and the aerial part accumulation of 550 mg kg⁻¹ of such metal.

Roccotiello et al. (2014) showed that the species *Alyssoides utriculata* presented Ni concentrations above 1000 mg kg⁻¹, which characterized the species as hyperaccumulator and as an excellent candidate for the phytoextraction of this element. The bioconcentration and translocation factors greater than 1 confirm the hyperaccumulator character of this plant.

Galal and Shehata (2015) reported significant differences in heavy metal concentrations throughout sampling spots located at different distances from freeways with intense traffic. The authors used the species *Plantago major*, which showed maximum concentrations of 24,000 and 3700 mg kg⁻¹ for Fe and Al, respectively, in its aerial part. The translocation factor higher than 1 for Cd, Fe, and Pb, suggests that this species is adequate for the

Table 1 Metal hyperaccumulators

Plants species	Metals	Concentration (mg kg ⁻¹)	References
<i>Noccaea caerulescens</i>	Zn	25,000	Dinh et al. (2015)
<i>Noea mucronata</i>	Pb	1690	Chehregani et al. (2009)
<i>Prosopis laevigata</i>	Cd	8176	Buendia-González et al. (2010)
	Cr	5400	
<i>Siegesbeckia orientalis</i>	Cd	193	Zhang et al. (2013)
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Cd	550	Li et al. (2014)
	Zn	12,000	
<i>Alyssoides utriculata</i>	Ni	>1000	Roccotiello et al. (2014)
<i>Plantago major</i>	Fe	24,000	(Galal and Shehata (2015)
	Al	3700	

phytoextraction of these metals and reliable for the phytostabilization of Al, Mn, V, Co, Ni, Cr, Zn, Cu, and Sr, due to a translocation factor below 1 for these elements.

2.4 Advantages and Limitations of Phytoremediation

Phytoremediation has several advantages, such as a great cost-benefit relationship, its applicability in vast contaminated areas (where other remediation techniques would be economically unviable), and its positive contribution in terms of landscaping and favorable environmental impact. Moreover, since it is a highly sustainable method, it holds a good acceptance from political and public opinion (Mulligan et al. 2001). It is worth mentioning that this technique helps in the protection against wind and water erosions, in the improvement of soil structure and the increase of soil fertility, and in the aesthetic recovery of the contaminated areas (Raskin and Ensley 2000).

However, this technique also has some limitations, mainly related to the long period of time necessary to obtain an effective cleaning of the polluted areas, in comparison to traditional techniques of engineering, which can be much faster. Nevertheless, conventional solutions are extremely expensive for the municipalities and governmental bodies, degrading for the environment and impractical at a large scale. Another limitation is related to the heavy metal concentrations and the presence of other toxins that must be within the tolerance limits of the plants. Besides, the growth of some plant species depends on the climate, the season, and the characteristics of the soils, including the proper supply of water and nutrients, texture, pH, and salinity (Pirzadah et al. 2015; Sirguey and Ouvrard 2013).

In phytostabilization, root exudation, contaminants, and the soil in the rhizosphere region must be monitored to prevent an increase in metal solubility and leaching. Regarding phytoextraction, metals have a phytotoxic effect, through which the plants may present limitations due to slow growth, reduced production of biomass and shallow root system, which restricts its capacity to uptake metals and thus recover metal-polluted soils (Dickinson et al. 2009; Fumagalli et al. 2014; Pollard et al. 2014; Rascio and Navari-izzo 2011).

3 Phytoremediation of Metal-Polluted Areas in Brazil

Currently, there are no estimates on the total amount of contaminated areas in Brazil, but the National Council of the Environment (CONAMA) establishes guidelines for the environmental management of such areas (CONAMA 2009) and for their phytoremediation (CONAMA 2014). The State Institute of the Environment of Rio de Janeiro state (INEA) updated in 2004 the record of contaminated areas in the state and estimated a total of 220 affected sites, distributed among the activities of industry, traffic, gas stations, and embankments. Such document indicated that 130 of these areas somehow contaminate soils and waters, and the remaining 90 are hazardous to human health (INEA 2014). However, there is no specific statistic data about heavy metal contaminations in the Rio de Janeiro state areas. In the São Paulo state, the Environmental Sanitation Technology Company (CETESB) reported in 2013 the existence of 4771 contaminated areas, from which 720 are polluted with some type of metal (CETESB 2013).

CETESB (2014) presents guideline values of heavy metals for intervention in soils and underground waters in the São Paulo state (Table 2). These parameters are useful for the remediation of heavy metal-polluted areas.

Brazil presents a great potential for the phytoremediation of heavy metal-contaminated areas, due to its rich biodiversity and weather, which favor the pertinent biological processes (Marques et al. 2011). The country is characterized as a tropical climate region, with over 56,000 known plant species, representing 19 % of the world flora (Giulietti et al. 2005). However, most part of the plant species employed for phytoremediation belong to temperate climate regions, such as the USA, Europe, and Asia (Andrade et al. 2007). These facts highlight the need for the development of phytoremediation in Brazil. Romeiro et al. (2007) concluded that the species *Canavalia ensiformes* L. (jack bean) demonstrated good capacity of tolerating and accumulating Pb, revealing its potential as a phytoextractor of such metal. This plant, cultivated in a hydroponic system, removed 84, 67, and 88 % of Pb from acetate solutions of Pb at 100, 200, and 400 $\mu\text{mol L}^{-1}$, respectively. Pb accumulation in the aerial part of the plant varied from 10,502 to 112,455 mg kg^{-1} for the solutions comprised between 100 and 400 mmol L^{-1} .

Table 2 Reference heavy metal concentrations for intervention in soils and underground water in the São Paulo state

Heavy metals	Soils (mg kg ⁻¹)			Underground water (µg L ⁻¹)
	Agricultural	Residential	Industrial	
Cadmium	3.6	14	160	5
Lead	150	240	4400	10
Copper	35	65	90	70
Chromium	150	300	400	50
Mercury	1.2	0.9	7.0	1
Nickel	190	480	3800	70
Zinc	1900	7000	10,000	1800

Source: table published in the Single Annex of DD 45/2014/E/C/L, on February 20, 2014 (CETESB 2014)

Silva et al. (2013) observed the development of the species *Helianthus annuus* L. (sunflower) under different concentrations of Pb (0, 51.8, 103.6, 207.2, and 414.4 mg L⁻¹). The authors assessed the plant height, stem diameter, number of leaves, number of unviable leaves, leaf area, total chlorophyll, dry weight (leaf, stem and root), total dry weight, and tolerance index. The analyses showed that an increase in the dosage of Pb had a significant interference in plant growth. Thus, the author concluded that sunflower could only be used for phytoremediation in low concentrations of Pb.

Santos et al. (2012) used the species *Mucuna aterrima* Piper & Tracy (velvet bean) to assess its potential for phytoremediation of a soil contaminated with Pb. The plants were cultivated in pots containing 9 dm³ of soil and subjected to increasing levels of Pb: 18.8, 37.5, 75, 150, 300, 600, and 1200 mg kg⁻¹ in the form of lead nitrate. The plants showed greater accumulation of Pb in the aerial parts, and the increase in the doses of Pb in the soil did not influence biomass production neither in the shoots nor in the roots. Concerning Cu, the species *Cedrela fissilis* (Cedar) presents a great phytostabilization potential, because it shows high accumulation of Cu in the roots (Caires et al. 2011; C. F. Santos and Novak 2013). Tavares et al. (2013) used the following plants: *Sorghum bicolor* (sorghum), *Gossypium hirsutum* (cotton), *Zea mays* (maize), sunflower, and velvet bean to assess their potential to remediate heavy metal-contaminated soils. They concluded that velvet bean and maize presented greater concentrations of Cu and Zn in the aerial parts and highlighted the latter due to the greater production of dry biomass and higher efficiency in translocating these metals to the shoot.

Magalhães et al. (2011) reported the suitability of two species of eucalyptus (*Eucalyptus urophylla* and *Eucalyptus saligna*) for the phytostabilization of a soil contaminated with Zn, collected in an area near the ore yard of the Port of Itaguaí (Rio de Janeiro), and the site of dangerous waste disposal of the company Companhia Mercantil e Industrial Ingá, also in Itaguaí (Rio de Janeiro). The soil was treated with two agents to make it inert: steel slag (alkaline) with doses of 4 and 6 % and mill scale (iron oxide) with a dose of 1 %. The authors observed that the soil treatment reduced the bioavailability of Zn, improving the efficiency of the process. The species *Eucalyptus urophylla* exhibited better development, though the species *Eucalyptus saligna* presented a greater accumulation of Zn in the roots.

The species *Jatropha curcas* (physic nut), which has been used for erosion control and slope and dune containment, has also been object of study for the recovery of areas contaminated with heavy metals such as Zn, Cd, and Cu (Chaves and Souza 2014; Chaves et al. 2010; Saturnino et al. 2005). Chaves et al. (2010) concluded that the physic nut is tolerant to Cu and Zn in soils with concentrations lower than 75 and 50 mg dm⁻³, respectively. Concerning Cd, the species showed signs of phytotoxicity. Nevertheless, it immobilized this metal in the roots, suggesting its aptness for Cd phytostabilization (Chaves and Souza 2014).

Several authors have shown that the plants of the genus *Salvinia* have a great potential for the mitigation and biomonitoring of aquatic ecosystems contaminated with metals (Oliveira et al. 2001; Wolff et al. 2009). Wolff et al. (2009) observed that the species *Salvinia auriculata* presented morphological alterations, with the development of marginal lesions and necrosis on the leaves in Zn concentrations above those allowed by the legislation, reason for which it can be used in the biomonitoring of aquatic ecosystems contaminated with such metal. This plant has also accumulated considerable concentrations of Zn in its tissues, demonstrating its potential as a phytoremediator of waters polluted by this metal.

Mendes et al. (2009) used the species *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) in order to assess the possible morphological modifications in the presence of Hg, concluding that some of this metal's phytotoxicity effects include chlorosis, shrinkage, leaf blade twisting, and necrosis. Besides, the authors observed that biomass production was affected by different dosages of Hg, causing a decrease in the order of 5.4, 9.2, 9.0, and

14.2 % for the doses of 0.5, 2.5, 5.0, and 10 mg L⁻¹ of Hg, respectively. However, the authors suggest supplementary studies to confirm this plant's capacity to remove Hg in aquatic environments.

Pereira et al. (2013) tested the potential of the species *Vernonia polysphaera* ("Assu-peixe"), *Solanum paniculatum* ("Jurubeba") and *Ricinus communis* (Castor Bean), to phytoremediate a landfill area in Inconfidentes (Minas Gerais), observing Chromium (Cr) accumulation in the aerial parts of 3075, 2950, and 2700 mg kg⁻¹, respectively.

Tavares (2009) assessed the potential of *Vetiveria zizanioides* (vetiver grass) for phytoremediation, carrying out trials with metal-polluted soils and waters. Although native from India, this species is widely distributed in Brazil and extensively used on erosion control (Chaves and Andrade 2013). The soil trial comprised five different substrate levels of Ni (0, 35, 70, 140, and 280 mg kg⁻¹), Cd (0, 5, 10, 20, and 40 mg kg⁻¹), Pb (0, 200, 400, 800, and 1600 mg kg⁻¹), and Zn (0, 500, 1000, 2000, and 4000 mg kg⁻¹) that were tested individually and simultaneously. Two-week-old *V. zizanioides* seedlings were transferred to the corresponding pots and allowed to grow for a period of 60 days, after which they were harvested and prepared for metal analysis. The results showed that vetiver grass could be of great advantage for the phytostabilization of soils polluted with all metals (either individually or combined), due to elevated BF (>1) and low TF (<1) in all treatments.

In the study concerning water remediation, Tavares (2009) presented the results relative to a greenhouse experiment with containers, wherein three levels of water contamination were tested: 10, 20, and 40 times the permitted concentration levels for Cd, Pb, Ni, and Zn in underground water, as stipulated by CETESB (2005) (Table 3). These tests were performed with the aim of assessing the performance of water hyacinth and vetiver grass in the removal of these heavy metals, simulating a contaminated surface water body area, similar to that of a constructed wetland system. The water hyacinth presented an average Cd removal rate of 32.14, 20.65, and 12.64 % for the levels of 10×, 20×, and 40×, respectively. The vetiver grass reduced its efficiency with the increment of the initial concentrations of Cd in the solution: 5.76, 1.06, and 0.00 % for the levels of 10×, 20×, and 40×, respectively. In relation to Ni, the average removal rate of water hyacinth was of 25.48, 14.02, and 7.81 % for the levels of 10×, 20×, and 40×, respectively,

Table 3 Reference concentrations for underground water in the São Paulo state (CETESB 2005)

Heavy metals	Underground water (µg L ⁻¹)
Cadmium	5
Lead	10
Copper	2000
Nickel	20
Zinc	5000

while the rate of the vetiver grass was 1.18, 0.34, and 0.04 % for 10×, 20×, and 40×, respectively. Both species presented excellent results for Pb removal. In all treatments, the water hyacinth removed the totality of Pb from the solution, even on the first day of contamination. The vetiver grass in multielemental systems removed 53.88 % of Pb throughout the 8 days of hydraulic detention, despite the presence of other metallic ions, indicating a great affinity of this plant with the element. Average Zn removal was of 15.48, 13.17, and 12.50 % for the levels of 10×, 20×, and 40×, respectively, for water hyacinth, and of 4.90, 3.75, and 3.08 % for the levels of 10×, 20×, and 40×, respectively, for vetiver grass. The results obtained suggest that both plants are apt for the phytoremediation of metal-polluted waters, especially the water hyacinth, which can be used in the remediation of surface water bodies.

Preussler (2015; 2014) reported the efficiency of a system composed by three natural wetlands in the post-treatment of the leachate from a landfill in Caximba (Paraná). The wetlands vegetation included *Pistia stratiotes* (water lettuce), *Echinochloa polystachya* (creeping river grass), *Alternanthera philoxeroides*

Table 4 Annual average concentrations of Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, and Cd in the leachate at the inlet and outlet of the wetland system in 2011 and 2012 (Karla Heloise Preussler 2014)

Heavy metals	2011		2012	
	Inlet (mg L ⁻¹)	Outlet (mg L ⁻¹)	Inlet (mg L ⁻¹)	Outlet (mg L ⁻¹)
Zinc	0.37	0.11	0.45	0.32
Chromium	0.20	0.03	0.23	0.08
Nickel	0.23	0.03	0.22	0.08
Cadmium	0.01	ND	0.01	ND
Lead	0.02	ND	0.03	0.01
Copper	0.02	0.01	0.04	0.03

ND not detected

Table 5 Heavy metal concentrations in the shoots and roots of the species *Eichhornia crassipes* and *Echinochloa polystachya* (Karla Heloíse Preussler 2014)

Heavy metals	<i>Eichhornia crassipes</i>		<i>Echinochloa polystachya</i>	
	Shoot (mg kg ⁻¹)	Root (mg kg ⁻¹)	Shoot (mg kg ⁻¹)	Root (mg kg ⁻¹)
Copper	0.16–0.62	0.25–0.86	0.27–1.54	0.29–3.03
Zinc	0.38–5.51	3.07–5.47	2.54–6.98	2.17–7.02
Chromium	2.00–3.46	3.25–4.63	1.39–4.53	3.05–4.53
Nickel	0.16–0.68	0.38–0.67	0.16–0.68	0.12–0.58
Cadmium	0.32	0.02–0.36	ND	0.04
Lead	0.59	0.40–5.20	ND	0.39–0.53

ND not detected

(alligator weed), and water hyacinth. The results demonstrated that the system was efficient in the removal of pollutants, with average efficiencies of 75 % for BOD, 63 % for COD, 84 % for ammoniacal nitrogen (AN), and 89 % for total nitrogen (TN). The average physico-chemical characteristics of the leachate from landfills in Brazil varies with pH from 4.5 to 9.0; total solids between 2000 and 6000 mg L⁻¹; BOD between 20 and 57,000 mg L⁻¹; COD between 140 and 152,000 mg L⁻¹; AN between 14 and 2200 mg L⁻¹; Cd between 0.0001 and 0.4 µg L⁻¹; Cu between 0.005 and 10 µg L⁻¹; Pb between 0.001 and 5 µg L⁻¹; Zn between 0.03 and 1000 µg L⁻¹; and Ni between 0.015 and 13 µg L⁻¹ (De Moraes and Zamora 2005). In this system, after the conventional treatment of the landfill, the wetlands presented an average pH of 8.2; 122.53 mg L⁻¹ of BOD; 1702.51 mg L⁻¹ of COD; 1136.56 mg L⁻¹ of AN; and 1136.56 mg L⁻¹ of TN. In relation to heavy metals, Table 4 shows the annual average concentration for Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, and Cd in the leachate in the inlet and outlet of the wetland system in 2011 and 2012. The macrophytes presented high biomass yield, particularly the creeping river grass and water hyacinth, which exhibited the greatest vegetation cover, making both species a potential alternative source for the generation of energy from biomass incineration. Table 5 exhibits the heavy metal concentrations in the shoot and in the roots of *Echinochloa polystachya* and *E. crassipes*. Finally, the author observed that the high efficiency in the leachate treatment of the water hyacinth might be related to the presence of a wide root system, a great percentage of aerenchyma, high stomatal density, and high biomass production. The plant species utilized in this study are

therefore promising for leachate treatment through phytoremediation.

4 Conclusion

Brazil presents a great potential for phytoremediation due to its vast biodiversity and climate. The results compiled in this mini-review confirm the aptitude of numerous native and naturalized plants from Brazil to tackle heavy metal pollution in soils and waters. Although the number of publications about phytoremediation in Brazil has been steadily increasing, it is fundamental to stimulate the development of new studies that thoroughly sweep the rich Brazilian flora in search of additional apt species. Moreover, it would also be crucial to carry out large-scale trials, particularly within the ever-growing industrial and mining areas.

Acknowledgments The authors thank the funding agencies CNPq, CAPES, DAAD, and PAPERJ for the financial support and scholarships granted. Luis A. B. Novo acknowledges the support of the Portuguese Foundation for Science and Technology (FCT) under grant no. SFRH/BPD/103476/2014.

References

- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869–881. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.075.
- Alloway, B. (2013). *Heavy Metals in Soils*. (B. J. Alloway, Ed.) *Heavy metals in soils* (Vol. 22). Dordrecht: Springer Netherlands. doi:10.1007/978-94-007-4470-7
- Andrade, J. C. da M., Tavares, S. R. de L., & Mahler, C. F. (2007). *Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos.
- Baker, A. J. M., & Brooks, R. R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81–126. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Terrestrial+higher+plants+which+hyperaccumulate+metallic+elements#5>
- Bech, J., Duran, P., Roca, N., Poma, W., Sánchez, I., Barceló, J., et al. (2012). Shoot accumulation of several trace elements in native plant species from contaminated soils in the Peruvian Andes. *Journal of Geochemical Exploration*, 113, 106–111. doi:10.1016/j.gexplo.2011.04.007.
- Bhargava, A., Carmona, E. F., Bhargava, M., & Srivastava, S. (2012). Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management*, 105, 103–120. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.002.
- Brooks, R. R. (1998). *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Wallingford: CAB International.

- Buendía-González, L., Orozco-Villafranca, J., Cruz-Sosa, F., Barrera-Díaz, C. E., & Vernon-Carter, E. J. (2010). *Prosopis laevigata* a potential chromium (VI) and cadmium (II) hyperaccumulator desert plant. *Bioresource Technology*, *101*(15), 5862–5867. doi:10.1016/j.biortech.2010.03.027.
- CETESB. (2005). *Valores orientadores para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo*. São Paulo.
- CETESB. (2013). *Texto explicativo—relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo*. São Paulo.
- CETESB. (2014). *Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de SP (Vol. 124)*. São Paulo.
- Chaves, L. H. G., Mesquita, E. F., Araújo, D. L., & Franca, C. P. (2010). Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. *Revista Ciência Agronômica*, *41*(2), 167–176.
- Chaves, L. H. G., & Souza, R. S. (2014). Crescimento, distribuição e acumulação de cádmio em plantas de *Jatropha curcas*. *Revista de Ciências Agrárias*, *37*(3), 286–291.
- Chaves, T. A., & Andrade, A. G. (2013). *Capim vetiver: produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas*. Rio de Janeiro.
- Chehregani, A., Noori, M., & Yazdi, H. L. (2009). Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *72*(5), 1349–1353. doi:10.1016/j.ecoenv.2009.02.012.
- Cohen, T., Hee, S. S. Q., & Ambrose, R. F. (2001). Trace metals in fish and invertebrates of three California Coastal Wetlands. *Marine Pollution Bulletin*, *42*, 224–232. doi:10.1016/S0025-326X(00)00146-6.
- CONAMA. Resolução CONAMA N° 420, de 28 de dezembro de 2009. (2009).
- CONAMA. Resolução CONAMA No 463, de 29 de julho de 2014. (2014).
- De Caires, S. M., Fomes, M. P. F., Fernandes, R. B. A., Neves, J. C. L., & Fontes, R. L. F. (2011). Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. *Revista Árvore*, *35*(6), 1181–1188. doi:10.1590/S0100-67622011000700004.
- De Mouras, J. L., & Zamora, P. P. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, *123*(1–3), 181–186.
- Dickinson, N. M., Baker, A. J. M., Doronila, A., Laidlaw, S., & Reeves, R. D. (2009). Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation*, *11*(2), 97–114. doi:10.1080/15226510802378368.
- Dinh, N. T., Vu, D. T., Mulligan, D., & Nguyen, A. V. (2015). Accumulation and distribution of zinc in the leaves and roots of the hyperaccumulator *Nocca caerulea*. *Environmental and Experimental Botany*, *110*, 85–95. doi:10.1016/j.envexpbot.2014.10.001.
- Fumigalli, P., Comolli, R., Ferrè, C., Ghiani, A., Gentili, R., & Citterio, S. (2014). The rotation of white lupin (*Lupinus albus* L.) with metal-accumulating plant crops: a strategy to increase the benefits of soil phytoremediation. *Journal of Environmental Management*, *145*, 35–42. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.001.
- Galal, T. M., & Shehata, H. S. (2015). Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators*, *48*, 244–251. doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.013.
- Giulietti, A. M., Harley, R. M., Queiroz, L. P., Wanderley, M. das G., & Berg, C. Van Den. (2005). Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. *Megadiversidade*, *1*(1), 52–61.
- INEA. (2014). *Gerenciamento de áreas contaminadas do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro.
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., & Beesley, L. (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of Hazardous Materials*, *191*(1–3), 41–8. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.04.025.
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., & Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, *152*, 686–692. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.056.
- Lee, S.-H., Ji, W., Lee, W.-S., Koo, N., Koh, J. H., Kim, M.-S., & Park, J.-S. (2014). Influence of amendments and aided phytostabilization on metal availability and mobility in Pb/Zn mine tailings. *Journal of Environmental Management*, *139*, 15–21. doi:10.1016/j.jenvman.2014.02.019.
- Lee, S.-H., Kim, E. Y., Park, H., Yun, J., & Kim, J.-G. (2011). In situ stabilization of arsenic and metal-contaminated agricultural soil using industrial by-products. *Geoderma*, *161*(1–2), 1–7. doi:10.1016/j.geoderma.2010.11.008.
- Leung, H. M., Wang, Z. W., Ye, Z. H., Yung, K. L., Peng, X. L., & Cheung, K. C. (2013). Interactions between arbuscular mycorrhizae and plants in phytoremediation of metal-contaminated soils: a review. *Pedosphere*, *23*, 549–563. doi:10.1016/S1002-0160(13)60049-1.
- Li, Z., Wu, L., Hu, P., Luo, Y., Zhang, H., & Christie, P. (2014). Repeated phytoextraction of four metal-contaminated soils using the cadmium/zinc hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, *189*, 176–183. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.034.
- Lin, C., Liu, J., Liu, L., Zhu, T., Sheng, L., & Wang, D. (2009). Soil amendment application frequency contributes to phytoextraction of lead by sunflower at different nutrient levels. *Environmental and Experimental Botany*, *65*(2–3), 410–416. doi:10.1016/j.envexpbot.2008.12.003.
- Lofly, S. M., & Mostafa, A. Z. (2014). Phytoremediation of contaminated soil with cobalt and chromium. *Journal of Geochemical Exploration*, *144*, 367–373. doi:10.1016/j.jexplo.2013.07.003.
- Magalhães, M. O. L., do A Sobrinho, N. M. B., Santos, F. S., & Mazur, N. (2011). Potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. *Revista Ciência Agronômica*, *42*(3), 805–812.
- Marques, A. P. G. C., Rangel, A. O. S. S., & Castro, P. M. L. (2009). Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *39*(8), 622–654. doi:10.1080/10643380701798272.

- Marques, M., Aguiar, C. R. C., & da Silva, J. J. L. S. (2011). Technical challenges and social, economic and regulatory barriers to phytoremediation of contaminated soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(1), 1–11. doi:10.1590/S0100-06852011000100001.
- Mejgar-Ramírez, R., González, V., Sánchez, J. A., & García, I. (2012). Effects of application of organic and inorganic wastes for restoration of sulphur-mine soil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(9), 6123–6131. doi:10.1007/s11270-012-1345-8.
- Mench, M. J., Manceau, A., Vangronsveld, J., Clijsters, H., & Moquet, B. (2000). Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne zinc. *Agronomie*, 20(4), 383–397. doi:10.1051/agro:2000135.
- Mendes, P. L. A., Meyer, S. T., Noronha, L. A. S., Gomes, S. M. A., & Santos, M. H. (2009). Alterações morfológicas em *Eichhornia crassipes* (aguapé) (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), exposta a elevadas concentrações de mercúrio. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 19, 29–38.
- Méndez, M. O., & Maier, R. M. (2008). Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments—an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 278–283. http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2265025&loc=plntentrez&rendertype=abstract
- Mulligan, C. N., Yong, R. N., & Gibbs, B. F. (2001). Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60(1–4), 193–207. doi:10.1016/S0013-7952(00)00101-0.
- Nagayoti, P. C., Srekanth, T. V. M., & Lee, K. D. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199–216. doi:10.1007/s10311-010-0297-8.
- Nanda Kumar, P. B. A., Dushenkova, V., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science & Technology*, 29(5), 1232–1238.
- Naseem, S., Bashir, E., Shireen, K., & Shafiq, S. (2009). Soil-plant relationship of *Pteropryum oliveri*, a serpentine flora of Wadh, Balochistan, Pakistan and its use in mineral prospecting. *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Geologia*, 54(2), 33–39. doi:10.5038/1937-8602.54.2.7.
- Nordberg, G., Fowler, B. A., Nordberg, M., & Friberg, L. (2009). *Handbook on the toxicology of metals*. (G. F. Nordberg, B. A. Fowler, M. Nordberg, & L. T. Friberg, Eds.) (Third). London: Academic Press.
- Novo, L. A. B., Covelo, E. F., & González, L. (2013a). Phytoremediation of amended copper mine tailings with *Brassica juncea*. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 27(April), 215–226. doi:10.1080/17480930.2013.779061.
- Novo, L. A. B., Covelo, E. F., & González, L. (2013b). The potential of *Salvia verbenaca* for phytoremediation of copper mine tailings amended with technosol and compost. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(4), 1513. doi:10.1007/s11270-013-1513-5.
- Novo, L. A. B., Mabler, C. F., & González, L. (2015). Plants to harvest rhentium: scientific and economic viability. *Environmental Chemistry Letters*, 13(4), 439–445. doi:10.1007/s10311-015-0517-3.
- Oliveira, J. A. De, Cambraia, J., Cano, M. A. O., & Jordão, C. P. (2001). Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvinia. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 13(3). doi:10.1590/S0103-31312001000300008.
- Padmavathiamma, P. K., & Li, L. Y. (2007). Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1–4), 105–126. doi:10.1007/s11270-007-9401-5.
- Park, J. H., Lamb, D., Pancercselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., & Chung, J.-W. (2011). Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 183(2–3), 549–574. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.09.082.
- Pavel, P.-B., Puschenreiter, M., Wenzel, W. W., Diaea, E., & Barbu, C. H. (2014). Aided phytostabilization using *Miscanthus sinensis* × *giganteus* on heavy metal-contaminated soils. *The Science of the Total Environment*, 479–480, 125–131. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.01.097.
- Pedru, C. a., Santos, M. S. S., Ferreira, S. M. F., & Gonçalves, S. C. (2013). The influence of cadmium contamination and salinity on the survival, growth and phytoremediation capacity of the saltmarsh plant *Salicornia ramossissima*. *Marine Environmental Research*, 92, 197–205. doi:10.1016/j.marenvres.2013.09.018.
- Peijnenburg, W. J. G., & Jager, T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 63–77.
- Pereira, K. de L., Pinto, L. V. A., & Ademir, J. P. (2013). Potencial fitorremediador das plantas predominantes na área do lixão de Inconfidentes / MG. *Revista Agrogeotambentel*, 1, 25–29.
- Pérez-Isteban, J., Escelósio, C., Moliner, A., Masaguer, A., & Ruiz-Fernández, J. (2013). Phytostabilization of metals in mine soils using *Brassica juncea* in combination with organic amendments. *Plant and Soil*, 377(1–2), 97–109. doi:10.1007/s11104-013-1629-9.
- Pirzadah, T. B., Malik, B., Inayattillah, T., Kumar, M., Varma, A., & Reiaz, R. U. I. (2015). Phytoremediation: an eco-friendly green technology for pollution prevention, control and remediation. In K. R. Hakeem, M. Sabir, M. Öztürk, & A. R. Mennat (Eds.), *Soil remediation and plants: prospects and challenges* (pp. 107–129). New York: Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-799937-1.01001-9.
- Pivetz, B. (2001). Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. *EPA Ground Water Issue*, 1–36.
- Pollard, A. J., Reeves, R. D., & Baker, A. J. M. (2014). Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science*, 217–218, 8–17. doi:10.1016/j.plantsci.2013.11.011.
- Prasad, M. N. V., Sajwan, K. S., & Naidu, R. (2006). *Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation*. Boca Raton: CRC Press.
- Preussler, K. H. (2014). *Evaluation of a wetland system in the treatment of landfill leachate*. UFRJ-COPPE.
- Preussler, K. H., Mabler, C. F., & Maranh, L. T. (2015). Performance of a system of natural wetlands in leachate of a posttreatment landfill. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(8), 2623–2638. doi:10.1007/s13762-014-0674-0.

- Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180(2), 169–81. doi:10.1016/j.plantsci.2010.08.016.
- Raskin, I., & Ensley, B. D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. New York: Wiley-Interscience.
- Reeves, R. D., & Baker, A. J. M. (2000). Metal-accumulation plants. In I. Raskin & B. D. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment* (pp. 193–230). New York: John Wiley and Sons.
- Roccatello, E., Serrano, H. C., Mariotti, M. G., & Branquinho, C. (2014). Nickel phytoremediation potential of the Mediterranean *Alyssoides utriculata* (L.) Medik. *Chemosphere*. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.02.031.
- Romeiro, S., Lagoa, A. M. M. A., Furlani, P. R., Abreu, C. A., & Pereira, B. F. F. (2007). Absorção de chumbo e potencial de fitorremediação de *Canavalia ensiformes* L. *Bragantia*, 66(2), 327–334. doi:10.1590/S0006-87052007000200017.
- Santos, C. F., & Novak, E. (2013). Plantas nativas do cerrado e possibilidades em fitorremediação. *Revista de Ciências Ambientais*, 7(1), 67–78.
- Santos, C. H., Garcia, A. Luis de O., Calonego, J. C., Sérgio, T. C., Rigolin, I. M., & Spósito, T. H. N. (2012). Utilização da mucuna preta (*Mucuna aterrima* Piper & Tracy) para a fitorremediação de solo contaminado por chumbo. *Revista AgroAmbiente On-line*, 6(3), 215–221.
- Saturnino, H. M., Pacheco, D. D., Kakida, J., Tomimaga, N., & Gonçalves, N. P. (2005). Cultura do pinhao-manso (*Jatropha curca* L.). *Informe Agropecuario*, 26(229), 44–78.
- Seth, C. S., Remans, T., Keunen, E., Jozefczak, M., Gielen, H., Opdenakker, K., et al. (2012). Phytoextraction of toxic metals: a central role for glutathione. *Plant, Cell & Environment*, 35(2), 334–346. doi:10.1111/j.1365-3040.2011.02338.x.
- Sheoran, V., Sheoran, A. S., & Poonia, P. (2009). Phytomining: A review. *Minerals Engineering*, 22(12), 1007–1019. doi:10.1016/j.mineng.2009.04.001.
- Silva, P. C. C., Jesus, F. N., Alves, A. C., De Jesus, C. A. S., & Santos, A. R. (2013). Crescimento de plantas de girassol cultivadas em ambiente contaminado por chumbo. *Bioscience Journal*, 29, 1576–1586.
- Sirgucy, C., & Ouvrand, S. (2013). Contaminated soils salinity, a threat for phytoextraction? *Chemosphere*, 91(3), 269–274. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.11.024.
- Sun, Y., Zhou, Q., & Diao, C. (2008). Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Bioresour Technol*, 99(5), 1103–10. doi:10.1016/j.biortech.2007.02.033.
- Tavares, S. R. de L. (2009). *Phytoremediation of metal polluted soils and waters*. UFRJ/COPPE.
- Tavares, S. R. L., Oliveira, S. A., & Salgado, C. M. (2013). Avaliação de espécies vegetais na fitorremediação de solos contaminados por metais pesados. *HOLOS*, 5, 80–97.
- Vancali, T., Bandiera, M., & Mosca, G. (2009). Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(1), 1–17. doi:10.1007/s10311-009-0268-0.
- van der Ent, A., Baker, A. J. M., Reeves, R. D., Pollard, A. J., & Schat, H. (2013). Hypoaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and Soil*, 362(1–2), 319–334. doi:10.1007/s11104-012-1287-3.
- Van Nevel, L., Mertens, J., Oorts, K., & Verheyen, K. (2007). Phytoextraction of metals from soils: how far from practice? *Environmental Pollution*, 150(1), 34–40. doi:10.1016/j.envpol.2007.05.024.
- Vangronsveld, J., Herzog, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., et al. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765–794. doi:10.1007/s11356-009-0213-6.
- Verbruggen, N., Hermans, C., & Schat, H. (2009). Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 181(4), 759–776. doi:10.1111/j.1469-8137.2008.02748.x.
- Wei, S., Zhou, Q., & Wang, X. (2005). Identification of weed plants excluding the uptake of heavy metals. *Environment International*, 31, 829–834. doi:10.1016/j.envint.2005.05.045.
- Wolff, G., Assis, L. R., Pereira, G. C., Carvalho, J. G., & Castro, E. M. (2009). Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. *Planta Daninha*, 27(1), 133–137. doi:10.1590/S0100-83582009000100017.
- Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., & Ruan, C. (2010). A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1–3), 1–8. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.09.113.
- Yang, S., Liang, S., Yi, L., Xu, B., Cao, J., Guo, Y., & Zhou, Y. (2013). Heavy metal accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing on manganese mine tailings. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 8(3), 394–404. doi:10.1007/s11783-013-0602-4.
- Zhang, S., Lin, H., Deng, L., Gong, G., Jia, Y., Xu, X., et al. (2013). Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. *Ecological Engineering*, 51, 133–139. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.12.080.
- Zhao, G. Q., Mu, B. L., & Ren, C. Z. (2007). Growth, gas exchange, chlorophyll fluorescence, and ion content of naked oat in response to salinity. *Crop Science*, 47(1), 123–131. doi:10.2135/cropsci2006.06.0371.

- BERNARDINO, C.A.R.; MAHLER, C. F.; SILVA, E.F; NOVO, L.A.B. Fitotecnologias: situação atual e perspectivas futuras, Acta Brasiliensis, 2018.

Fitotecnologias: situação atual e perspectivas futuras

Cassiano Augusto Rolim Bernardino^a, Claudio Fernando Mahler^a, Eduardo Ferreira da Silva^b, Luís António Balreira Novo^{b,c*}

^aPrograma de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

^bGeoBioTec, Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro, Portugal

^cCentro de Biotecnologia e Química Fina – Laboratório Associado, Escola Superior de Biotecnologia, Universidade Católica Portuguesa, Porto, Portugal. *novo@ua.pt

Recebido: 30 janeiro 2018 / Aceito: 06 maio 2018 / Publicado online: 28 maio 2018

Resumo

A degradação do meio ambiente, o aumento da urbanização, a elevada demanda energética, e as alterações climáticas, são atualmente alguns dos principais desafios do ser humano. Além disso, as atividades antropogênicas têm contribuído para a contaminação dos recursos naturais devido a geração, emissão e deposição de poluentes orgânicos e inorgânicos. Nesse sentido, um conjunto de técnicas alicerçadas no uso de plantas (fitotecnologias), têm ganhado grande visibilidade pois oferecem soluções ecológicas e sustentáveis para mitigar esses problemas. Esta revisão sumariza a situação atual dos principais tipos de fitotecnologias, das quais se destacam a fitorremediação, a fitominação, a utilização da biomassa para produção de energia, e as coberturas verdes. Este trabalho apresenta ainda alguns dos desafios futuros das fitotecnologias, como a sua otimização através de técnicas avançadas de edição genética ou a articulação com as nanotecnologias.

Palavras-chave: Fitorremediação, fitominação, biomassa, telhados verdes, alteração climática.

Phytotechnologies: current status and future challenges

Abstract

The degradation of the environment, increased urbanization, global energy demand growth, and climate change, constitute some of the main problems humans are facing today. Furthermore, anthropogenic activities have contributed to the contamination of natural resources due to the generation, emission and deposition of organic and inorganic pollutants. In this sense, a set of technologies based on the use of plants (phytotechnologies), have conquered great visibility because they offer ecological and sustainable solutions to mitigate these problems. This review summarizes the current status of the main types of phytotechnologies, from which phytoremediation, phytomining, biomass for energy generation, and green roofs, stand out. In addition, this work also presents some of the future challenges of phytotechnologies, such as their optimization through advanced gene editing techniques or their combination with nanotechnologies.

Keywords: Phytoremediation, phytomining, biomass, green roofs, climate change.

Introdução

A revolução industrial foi a principal força motriz das alterações climáticas e ambientais antropogênicas, através da mudança das práticas agrícolas e industriais, e do bombeamento de gases de efeito estufa para a atmosfera. O crescimento da população, resultante da revolução industrial, obrigou à conversão de mais terras para agricultura e desenvolvimento urbano, levando ao desmatamento maciço e à mudança e contaminação do meio ambiente (Pechony e Shindell, 2010; Hooke e Martín-Duque, 2012).

A contaminação do solo tornou-se um grave problema ambiental à escala planetária, devido ao seu impacto negativo sobre os ecossistemas, saúde humana, fertilidade do solo e o equilíbrio socioeconómico. Em todo o mundo, cerca de 52 milhões de hectares, representando mais de 16% da área total

do planeta, são afetados por algum nível de contaminação do solo. Apenas na Europa, há em torno de 2,5 milhões de áreas contaminadas, cujos custos anuais de gestão equivalem a 6,5 bilhões de euros, conforme estimado pela Agência Europeia do Meio Ambiente (European Environment Agency, 2015). As técnicas convencionais para a remediação de solos contaminados (tais como vitrificação, incineração do solo, escavação e transporte para aterro sanitário, entre outras), são frequentemente impraticáveis, financeiramente inviáveis, e ambientalmente danosas (Ali et al., 2013).

O aumento exponencial da população tem provocado um crescimento das atividades urbanas tais como elevada produção de resíduos sólidos, energia, frota veicular e lixiviados. Consequentemente, essas atividades poluem o ar, água e o solo devido a emissão e a deposição de contaminantes

✓ **Capítulo de livro publicado**

- NOVO, L,A,B,; ONISHI, V,C,; BERNARDINO, C,A,R,; SILVA, E,F, Metal bioaccumulation by plants in roadside soils: perspectives for bioindication and phytoremediation, In *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants: Biological Approaches*, Springer, New York, 2017

Metal Bioaccumulation by Plants in Roadside Soils: Perspectives for Bioindication and Phytoremediation

Luis A.B. Novo, Viviani C. Onishi, Cassiano A.R. Bernardino,
and Eduardo Ferreira da Silva

Abstract Traffic-related metal pollution is a serious worldwide concern. Roadside soils are constantly subjected to the deposition of metals released by tailpipe gases, vehicle parts, and road infrastructure components. These metals, including platinum group elements from catalytic converters, constitute a threat to surrounding ecosystems that frequently comprise pasture and agricultural lands. Due to the capacity of plants to tolerate and accumulate metals, the study of the vegetation growing in soils adjacent to roads is important to understand their role as bioindicators of traffic-related metal pollution and infer their potential for the phytoremediation of roadside areas. This chapter reviews the main sources of metals in roadside soils and dusts, and the bioaccumulation of metals in plants growing alongside roads presenting different traffic loads and climatic conditions. The pertaining literature is discussed with a particular emphasis on the suitability of the assessed plant species to indicate and mitigate traffic-related metal pollution.

Keywords Phytoremediation • Soil pollution • Heavy metals • Platinum group elements • Roadside soils • Traffic pollution

Traffic-Related Metal Pollution

The impact of heavy metal (HM) pollution on Earth's environment became a major worldwide concern. The expansion of urbanization and industrialization during the past few decades has caused increasing damage to human health and

L.A.B. Novo (✉) • E.F. da Silva
GeoBioTec Research Center, Department of Geosciences, University of Aveiro,
Aveiro, Portugal
e-mail: novo@ua.pt

V.C. Onishi
Department of Chemical Engineering, University of Alicante, Alicante, Spain

C.A.R. Bernardino
Department of Civil Engineering, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil

© Springer International Publishing AG 2017
N.A. Anjum et al. (eds.), *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*,
DOI 10.1007/978-3-319-55426-6_10

215

✓ **Trabalhos aceitos**

- BERNARDINO, C,A,R,; MAHLER, C,F,; CASTRO, P,M,L,; ALVARENGA, P,; SILVA, E,F,; NOVO, L,A,B, Recent advances in phytoremediation of soils contaminated by industrial waste: A road map to a safer environment, in Bioremediation of Industrial Wastes for Environmental Safety, vol 1, Eds, Bharagava RN, Springer International, (In Press),
- BERNARDINO, C.A.R.; MAHLER, C.F.; SANTELLI, R.E.; FREIRE, A.S.; BRAZ, B.F.; FARIAS, F.P.; NOVO, L.A.B. Metal accumulation in soils adjacent to Via Dutra, Rio de Janeiro, 21st World Congress of Soil Science (21WCSS), Rio de Janeiro, Brazil, 2018.



Dear Cassiano Augusto Rolim Bernardino

We are pleased to inform you about the **acceptance** of your Abstract for the **21st WCSS**, as informed below.

Abstract Information

Number	9006-2353
Title	METAL ACCUMULATION IN SOILS ADJACENT TO VIA DUTRA, RIO DE JANEIRO
Topic Category	C2.2.3 - Soil and water pollution: dynamics and evaluation
Type of Presentation	Accepted Oral

The organizers will schedule your date and time of presentation, and inform accordingly through the website.

Registration (Be advised)

If the presenting author of an accepted abstract does not pay by **April 1st, 2018**, the abstract will be automatically withdrawn from the final program. The last day to pay with discount (early registration) is **March 31th 2018**.

Please visit our website for more information and guidelines about registration.

We greatly appreciate if you would encourage your students or colleagues to participate in the 21st WCSS.

Should you have any inquiries, please feel free to make contact with the secretariat.

Kind regards,

Prof. Flávio A. O. Camargo
Chairman of the 21st WCSS



Brazilian Soil Science Society

<https://www.21wcss.org>
21wcss@21wcss.org
commercial@21wcss.org

✓ **Artigos Submetidos**

- BERNARDINO, C.A.R.; MAHLER, C.F.; SANTELLI, R.E.; FREIRE, A.S.; BRAZ, B.F.; NOVO, L.A.B. Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: Impact of traffic volume, road age, and urbanization level. *Water, Air, & Soil Pollution*.
- BERNARDINO, C.A.R.; MAHLER, C.F.; SANTELLI, R.E.; FREIRE, A.S.; BRAZ, B.F.; FARIAS, F.P.; NOVO, L.A.B. Bioaccumulation of metals by *Crotalaria juncea* and *Pennisetum glaucum* in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil. *Chemosphere*.