

FRANCYSMARY STHÉFFANY DIAS OLIVEIRA

**UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO  
RECICLADOS NA SORÇÃO DE  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  E  $As^{5+}$**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2015

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

O48u  
2015

Oliveira, Francysmary Sthéffany Dias, 1989-

Utilização de resíduos de construção e demolição reciclados na sorção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  / Francysmary Sthéffany Dias Oliveira. – Viçosa, MG, 2015.

xii, 95f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Izabel Christina D Almeida Duarte de Azevedo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.68-75.

1. Resíduos de material de construção. 2. Materiais de construção - Reaproveitamento. 3. Sorção. 4. Metais Pesados.  
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.  
II. Título.

CDD 22. ed. 624.15

FRANCYSMARY STHÉFFANY DIAS OLIVEIRA

**UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO  
RECICLADOS NA SORÇÃO DE  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  E  $As^{5+}$**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 13 de julho de 2015.



---

Jaime Wilson Vargas de Mello  
(Coorientador)



---

Rejane Nascentes  
(Coorientadora)



---

Igor Rodrigues de Assis



---

Izabel Christina d'Almeida Duarte de Azevedo  
(Orientadora)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por sua constante presença em minha vida e por todas as bênçãos concedidas durante essa caminhada.

A minha mãe, Catarina, e ao meu pai, José, pelo amor incondicional, apoio e confiança. Ao meu irmão Lucas e a toda minha família por estarem sempre ao meu lado e pelo carinho a mim dispensados.

Ao Gemirson de Paula, pelo amor, companheirismo e por, em muitos momentos, acreditar mais em mim que eu.

Aos amigos por terem me apoiado nos momentos difíceis e se alegrado diante de minhas vitórias, de maneira especial agradeço às minhas queridas Juliana Chegury, Letícia d'Agosto e Eridiane Moura por terem tornado essa caminhada mais leve e agradável.

À professora Izabel Azevedo pelo carinho, apoio, companheirismo e orientação a mim dispensados.

À professora Rejane Nascentes por todos os ensinamentos, boas energias e palavras de estímulo.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Civil e do Departamento de Solos, especialmente aos professores Jaime Mello e Igor Assis, ao Paulo Capelão e ao Julinho pela imensa ajuda, paciência e dedicação.

A Lara Cabral, aluna de iniciação científica, pela grande ajuda.

À Universidade Federal de Viçosa pelos ensinamentos.

Ao CNPq, CAPES e Fapemig pelos subsídios financeiros para a execução desse trabalho.

Aos colegas do SISEMA Alto São Francisco pelo apoio e estímulo.

Agradeço a todos que me auxiliaram durante essa caminhada e contribuíram para essa conquista.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	iv
LISTA DE TABELAS .....	vi
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS .....	vii
RESUMO .....	ix
ABSTRACT .....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Justificativa e objetivos .....	2
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	4
2.1 Resíduos de construção e demolição .....	4
2.2 Barreiras reativas para a contenção de metais pesados .....	8
2.3 Transporte de massa em meios porosos.....	9
2.3.1 Processos sortivos aplicados a metais.....	11
2.4 Ensaio de equilíbrio em lote.....	13
2.5 Isotermas de sorção .....	14
2.6 Contaminação por metais pesados .....	16
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	27
3.1 Solos.....	27
3.2 Resíduos de construção e demolição .....	27
3.3 Soluções contaminantes.....	28
3.4 Caracterização geotécnica .....	28
3.5 Mineralogia .....	29
3.6 Análises químicas e físico-químicas .....	29
3.7 Ensaio de equilíbrio em lote.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	32
4.1 Ensaio de caracterização geotécnica .....	32
4.2 Análises mineralógicas .....	37
4.3 Análises químicas e físico-químicas .....	39
4.4 Ensaio de equilíbrio em lote.....	42
5. CONCLUSÕES.....	66
6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	67
7. BIBLIOGRAFIA.....	68
APÊNDICE.....	76

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Principais fontes de resíduos da construção civil. ....	5
Figura 2 – RCD cinza (a) e vermelho (b) triados nas usinas de reciclagem de Belo Horizonte/MG e de Vinhedo/SP, respectivamente.....	6
Figura 3 – Isotherma de Langmuir: (a) sorção em função da concentração; (b) gráfico linearizado para determinação dos parâmetros do modelo.....	15
Figura 4 - Isotherma de Freundlich: (a) sorção em função da concentração; (b) gráfico linearizado para determinação dos parâmetros do modelo.....	16
Figura 5 – Agitação das amostras em mesa agitadora orbital TECNAL TE-140. ....	30
Figura 6 – Centrifugação das amostras em centrífuga CIENTEC CT 6000.....	30
Figura 7– Filtragem do sobrenadante em papel filtro rápido.....	31
Figura 8 – Espectrofotômetro de absorção atômica utilizado para leitura das concentrações dos metais em solução. ....	31
Figura 9 – Curva granulométrica conjunta - Solo ARG. ....	34
Figura 10 – Curva granulométrica conjunta - Solo AR.....	34
Figura 11 – Curva granulométrica conjunta - RCD. ....	35
Figura 12 – Curva granulométrica conjunta - 70%ARG:30%RCD. ....	35
Figura 13 – Curva granulométrica conjunta - 70%AR:30%RCD.....	36
Figura 14 – Curvas de compactação na energia do Proctor normal dos solos ARG e AR, dos RCD e das misturas 70%ARG:30%RCD e 70%AR:30%RCD.	36
Figura 15 – Difratoograma da fração argila - Solo ARG. ....	38
Figura 16 – Difratoograma da fração argila - Solo AR. ....	38
Figura 17 – Difratoograma da fração argila - RCD.....	39
Figura 18 – Sorção de chumbo pelos diferentes sorventes. ....	44
Figura 19 – Sorção de cádmio pelos diferentes sorventes. ....	44
Figura 20 – Sorção de cromo pelos diferentes sorventes.....	45
Figura 21 – Sorção de arsênio pelos diferentes sorventes.....	46
Figura 22 – Sorção de $Pb^{2+}$ , $Cd^{2+}$ , $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - Solo ARG.....	48
Figura 23 – Sorção de $Pb^{2+}$ , $Cd^{2+}$ , $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - Solo AR. ....	48
Figura 24 – Sorção de $Pb^{2+}$ , $Cd^{2+}$ , $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - RCD.....	49
Figura 25 – Sorção de $Pb^{2+}$ , $Cd^{2+}$ , $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - 70%ARG:30%RCD.....	49
Figura 26 – Sorção de $Pb^{2+}$ , $Cd^{2+}$ , $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - 70%AR:30%RCD.....	50

Figura 27 – Sorção de chumbo pelos diferentes sorventes - Soluções $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ .	52
Figura 28 – Sorção de cádmio pelos diferentes sorventes - Soluções $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ .	53
Figura 29 – Sorção de cromo pelos diferentes sorventes - Soluções $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ .	55
Figura 30 – Sorção de arsênio pelos diferentes sorventes - Soluções $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ .	56
Figura 31 – Sorção de $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ - Solo ARG.	57
Figura 32 – Sorção de $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ - Solo AR.	58
Figura 33 – Sorção de $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ - RCD.	58
Figura 34 – Sorção de $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ - 70%ARG:30%RCD.	59
Figura 35 – Sorção de $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ - 70%AR:30%RCD.	60
Figura 36 – Sorção de $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - Solo ARG.	61
Figura 37 – Sorção de $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - Solo AR.	62
Figura 38 – Sorção de $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - RCD.	62
Figura 39 – Sorção de $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - 70%ARG:30%RCD.	63
Figura 40 – Sorção de $Cr^{3+}$ e $As^{5+}$ - 70%AR:30%RCD.	64

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes e destinos dos resíduos de construção e demolição. ....	7
Tabela 2 – Fatores da interação solo-solução. ....	10
Tabela 3 – Considerações sobre adsorção e mobilidade de alguns íons no solo. .....	18
Tabela 4 – Resultados dos ensaios de caracterização geotécnica dos solos, RCD, e misturas de solo e RCD. ....	33
Tabela 5 – Composição mineralógica dos solos ARG e AR e dos RCD.....	37
Tabela 6 – Resultado das análises químicas dos solos e dos RCD. ....	40
Tabela 7 – Ataque sulfúrico dos solos e dos RCD.....	41
Tabela 8 – Valores de $K_i$ e $K_r$ dos solos ARG e AR. ....	42
Tabela 9 – Ferro extraível dos solos e dos RCD. ....	42
Tabela 10 – Séries liotrópicas para cada sorvente. ....	50
Tabela 11 – Sequência de preferência dos sorventes – Soluções $Pb^{2+}$ e $Cd^{2+}$ . .....	53

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação brasileira de normas técnicas  
ASTM – American Society for Testing and Materials  
b – Constante de Langmuir que representa a taxa de sorção  
C – Calcita  
C<sub>0</sub> – Concentração inicial  
Ca – Caulinita  
C<sub>e</sub> – Concentração de equilíbrio  
CH – Argila de alta compressibilidade  
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
CRA – Centro de Recursos Ambientais  
CTC – Capacidade de troca catiônica  
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio  
DEC – Departamento de Engenharia Civil  
DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral  
DPS – Departamento de Solos  
DQO – Demanda química de oxigênio  
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
F – Fedspato  
Gb – Gibbsita  
Go – Goethita  
He – Hematita  
Il – Ilita  
IP – Índice de plasticidade  
k – Condutividade hidráulica  
K<sub>20</sub> – Coeficiente de permeabilidade a 20°C  
K<sub>d</sub> – Coeficiente de distribuição  
K<sub>f</sub> – Coeficiente de sorção (Isoterma de Freundlich)  
K<sub>i</sub> – Relação molecular  
K<sub>r</sub> – Relação molecular  
LL – Limite de liquidez  
LP – Limite de plasticidade  
LVA – Latossolo Vermelho-Amarelo  
m – Índice de saturação por Al<sup>3+</sup>

MO – Matéria orgânica  
 $m_s$  – Massa de solo seco  
PCZ – Ponto de carga zero  
pH – Potencial hidrogeniônico  
 $pK_a$  – Constante de ionização  
P-rem – Fósforo remanescente  
Q – Quartzo  
RCD – Resíduos de construção e demolição  
RSU – Resíduos sólidos urbanos  
Sanepar – Companhia de Saneamento do Paraná  
S – Sorção  
SB – Soma de bases  
SC – Areia argilosa  
 $S_m$  – Capacidade de sorção máxima da superfície sólida (Isoterma de Langmuir)  
Sm – Esmectita  
SM – Areia siltosa  
SUCS – Sistema Unificado de Classificação dos Solos  
SW – Areia bem graduada  
UFV – Universidade Federal de Viçosa  
UFOP – Universidade Federal de Ouro Preto  
V – Índice de saturação por bases  
 $V_l$  – Volume  
 $W_{ótimo}$  – Teor de umidade ótimo  
 $\varepsilon$  – Constante empírica (Isoterma de Freundlich)  
 $\gamma_s$  – Peso específico dos sólidos  
 $\gamma_{dmáx}$  – Peso específico máximo do solo seco

## RESUMO

OLIVEIRA, Francysmary Sthéffany Dias, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2015. **Utilização de resíduos de construção e demolição reciclados na sorção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$** . Orientadora: Izabel Christina d'Almeida Duarte de Azevedo. Coorientadores: Rejane Nascentes e Jaime Wilson Vargas de Mello.

Pesquisas reportadas na literatura têm sido conduzidas no sentido de identificar componentes ou substâncias que sirvam como inibidores da mobilidade ou que possam reter contaminantes em solos, em especial, metais pesados, por sua alta toxicidade e caráter cumulativo. Tendo em vista que são ainda incipientes as informações sobre o potencial de sorção de metais pesados por resíduos de construção e demolição (RCD), esta pesquisa teve como objetivo avaliar a capacidade de retenção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  por este tipo de resíduo; dois Latossolos, um argiloso e outro arenoso; e misturas dos Latossolos com partículas finas dos resíduos, na razão de 70 % de solo e 30 % de RCD. Para isso, foram realizados, inicialmente, ensaios de equilíbrio em lote em amostras dos cinco sorventes (RCD, solos argiloso, solo arenoso, misturas solo argiloso-RCD e solo arenoso-RCD) às quais foram adicionadas soluções monoespécie de chumbo, cádmio e cromo na forma de nitrato, e arsênio na forma de arsenato de sódio, permitindo avaliar como cada elemento interagiu com cada amostra. Em uma segunda etapa, aos mesmos sorventes foram adicionadas soluções multiespécie, chumbo-cádmio e cromo-arsênio que permitiram estudar a competição entre cada par de elementos por sítios de troca. Foram ensaiados cinco lotes de amostras, em triplicatas, com a mesma razão sorvente:solução de 1:20, em que se variaram as concentrações das soluções. Curvas teóricas de sorção de Freundlich e de Langmuir foram utilizadas para ajustar os pares de pontos obtidos experimentalmente, concentração de equilíbrio do soluto na solução *versus* massa de soluto sorvida por massa de solo. Os resultados permitem afirmar que os RCD apresentaram maior capacidade em sorver  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Cr^{3+}$ , em comparação aos outros sorventes. A adição dos resíduos de construção e demolição - cujas características químicas e mineralógicas contribuem para a elevação do pH do meio - aos dois Latossolos aumentou suas capacidades de sorção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Cr^{3+}$ , já que estes elementos são sorvidos com maior eficiência em condições de pH elevado. O  $As^{5+}$ , entretanto, foi mais fortemente sorvido pelo

solo argiloso e pela mistura solo argiloso-RCD, pois além de ser mais eficientemente removido quando em condições de pH baixo, este elemento é fortemente sorvido por óxidos metálicos. O solo argiloso apresentou maior capacidade de sorção que o arenoso, para todos os elementos analisados, visto que apesar de apresentar argila de baixa atividade, ser mais ácido e possuir menor CTC que o arenoso, o solo argiloso apresenta maior teor de matéria orgânica e esta, mesmo que em pequenas quantidades, é de grande importância na retenção de metais no solo.

## ABSTRACT

OLIVEIRA, Francysmary Sthéffany Dias, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2015. **Use of recycled waste from construction and demolition in sorption of  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  and  $As^{5+}$** . Adviser: Izabel Christina d'Almeida Duarte de Azevedo. Co-advisers: Rejane Nascentes and Jaime Wilson Vargas de Mello.

Several studies reported in the literature have been conducted to identify components or substances that serve as mobility inhibitors or which can retain contaminants in soils, especially, heavy metals, by their high toxicity and cumulative behavior. Considering that information about the potential heavy metal sorption by RCD are still insufficient, this study aimed to evaluate the retention capacity of  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  and  $As^{5+}$  by RCD, two Latosol, a clay and a sand, and by mixtures containing 70 % of soil and 30 % of RCD's particles. For this, initially, batch tests were performed with samples of the five sorbents (RCD, clay soil, sand soil, mixtures of clay soil-RCD and sand soil-RCD) which monospecies solutions of lead, cadmium and chromium in the form of nitrate and arsenic in the form of sodium arsenate were added, which allowed evaluating how each element interacted with each sample. Then, worked up with multispecies solutions of lead-cadmium and chromium-arsenic, which allowed to check the competition between each pair of elements by sorption sites. Five batches of samples were tested, in triplicate, with the same sorbent: solution ratio, 1:20, the concentrations of the solutions varied. Freundlich and Langmuir's theoretical sorption curves were used to adjust the pairs of data points, the equilibrium concentration of solute in the solution *versus* the solute mass sorbed per soil mass. The results allow to conclude that the RCD have greater ability to absorb  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  and  $Cr^{3+}$ . The addition of RCD – which have chemical and mineralogical characteristics that contribute to pH elevation for both soils – increased the sorption ability of  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ , and  $Cr^{3+}$  by the clay Latosol and the sand Latosol, because these metals are sorbed more efficiently at higher pH values. The  $As^{5+}$ , however, was more strongly sorbed by the clay soil and the mixture clay soil-RCD, because the highest sorption efficiency of this element occurs at low pH values, and the  $As^{5+}$  is an oxyanion strongly sorbed in metallic oxides. Finally, the clay soil showed greater sorption capacity than the sand soil for all the metals studied, because despite having low activity clay, be more acid and has a smaller CTC than sand soil, clay soil has a higher

organic material content and this, even in small quantities, has great importance in a metal retention in the soil.

---

## 1. INTRODUÇÃO

A história da humanidade tem se caracterizado pela contínua modificação do ambiente natural a fim de adaptá-lo às suas necessidades.

Na formação do ambiente urbano, a construção civil, indústria em posição de destaque no que diz respeito ao desenvolvimento econômico e social do Brasil, ainda é importante geradora de impactos ambientais negativos, tanto ao consumir recursos naturais quanto ao modificar a paisagem e produzir resíduos de novas obras e demolições.

A gestão inadequada dos resíduos de construção pode representar um desperdício econômico significativo, já que estes materiais, além de constituírem a maior fração em massa dos resíduos gerados nas cidades, são compostos em grande parte por material passível de reciclagem ou reaproveitamento (SindusCon-SP, 2012). Segundo Pinto (2005, 2009), no Brasil, entre 70 e 80 % dos resíduos de construção civil provêm de fontes informais (obras de construção, reformas e demolições, geralmente realizadas pelos próprios usuários dos imóveis).

A falta de efetividade e, ou a inexistência de políticas públicas que disciplinem e ordenem os fluxos da destinação dos resíduos da construção civil nas cidades, associadas ao descompromisso dos geradores, acabam por provocar diversos impactos ambientais, como a degradação das áreas de manancial e de proteção permanente; o assoreamento de rios e córregos; a obstrução dos sistemas de drenagem; além da própria degradação da paisagem urbana (PINTO, 2005).

Com a entrada em vigor da Resolução CONAMA nº. 307/2002, que estabelece que os geradores de resíduos sejam responsáveis pelo destino final dos mesmos, as construtoras, principalmente as de grande porte, aumentaram o investimento na redução das perdas na construção e no reaproveitamento do resíduo gerado (BARBOSA *et al.*, 2008). Diversos municípios determinaram a obrigatoriedade do projeto de gerenciamento de resíduos em obras aprovadas.

No intuito de aumentar as opções que possam ser adotadas pelas empresas para atender às exigências da Resolução CONAMA nº 307/2002, alternativas sustentáveis têm sido estudadas para a utilização dos resíduos de construção e demolição (RCD) como agregado reciclado em pavimentação,

base e sub-base (NETO, 2004), sistemas de drenagem (AFFONSO, 2005), muros de peso em obras de contenção (SÁ, 2006), em elementos construtivos (argamassa, blocos e artefatos de concreto) (KRUGER *et al.*, 2013; CARDOSO, 2010) e barreiras reativas (MOREIRA, 2008; NASCENTES, 2003).

## 1.1 Justificativa e objetivos

Entre as pesquisas reportadas na literatura, muitas têm sido conduzidas no sentido de identificar componentes ou substâncias que sirvam como inibidores da mobilidade ou que possam reter contaminantes em solos, em especial, os metais pesados, por sua alta toxicidade e caráter cumulativo.

O transporte de metais nos solos depende das características físicas e químicas dos meios porosos e dos solutos. Os solos, por constituírem, muitas vezes, camadas de base de locais de disposição de percolados contaminados, nem sempre instaladas adequadamente, constituem o meio poroso que pode atuar como barreira natural ou facilitar o fluxo daqueles percolados até a zona saturada, dependendo de suas características geotécnicas e genéticas (ZUQUETTE, SILVA JR. & GARCIA, 2008). Neste sentido, a adição de RCD aos solos pode alterar certas características químicas destes e influenciar na biodisponibilidade dos metais no ambiente.

Esta pesquisa propôs-se a avaliar, do ponto de vista técnico, a possibilidade de uso de RCD reciclados em barreiras reativas para contenção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$ .

Para isso, mostrou-se necessário:

- Determinar a capacidade de retenção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$ , em soluções monoespécies, por diferentes sorventes - partículas finas de RCD Classe A; dois Latossolos, um argiloso e um arenoso da Zona da Mata mineira; e duas misturas com 70 % de cada um dos solos e 30 % de partículas finas de RCD - por meio de ensaios de equilíbrio em lote (batelada);

- Analisar as interações entre os metais em soluções multiespécie de chumbo-cádmio e cromo-arsênio, de forma a avaliar a competição entre cada par de elementos por sítios de troca nos diferentes sorventes, por meio de ensaios de equilíbrio em lote;

- Identificar os mecanismos de atuação dos RCD que influenciam o processo sortivo de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  nos solos arenoso e argiloso estudados.

Justifica-se o estudo do chumbo, cádmio, cromo e arsênio por serem elementos potencialmente prejudiciais ao meio ambiente e por apresentarem mecanismos de sorção distintos. Chumbo, cádmio e cromo, nas formas utilizadas, assim como a maioria dos metais, comportam-se como cátions, enquanto o arsênio é formador de oxianions, espécies que se comportam como ânions nos solos.

---

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Resíduos de construção e demolição

A disposição inadequada de resíduos é uma das principais causas da degradação do meio ambiente, com potencial de afetar a qualidade de vida da população e a disponibilidade de recursos naturais.

Os resíduos oriundos das atividades da construção civil não são exceção e podem se tornar parte deste problema caso não lhes seja dado o correto gerenciamento. As disposições irregulares dos RCD são comuns nos municípios brasileiros, e diante da falta de destinação correta provocam desperdício de materiais nobres e elevados dispêndios para as ações corretivas (SindusCon-SP, 2012).

A produção dos resíduos da construção se concentra cerca de 70 % no pequeno gerador, e são provenientes de reformas, pequenas obras e demolições. Os 30 % restantes têm origem na construção formal. Se os municípios se responsabilizarem pela gestão, implantando equipamentos para a triagem, reciclagem e armazenamento, poderá ser criada uma nova cadeia produtiva, em que os resíduos sejam transformados em matéria prima, gerando novos empregos e renda (SindusCon-SP, 2012).

A Resolução CONAMA nº 307/2002 define resíduos de construção e demolição como materiais provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e escavação de terrenos, como: tijolos e blocos cerâmicos, peças de concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras naturais e reconstituídas, forros, argamassas, gessos, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica, entre outros, comumente chamados de entulhos de obras, caliça ou metralha.

No Brasil, a indústria da construção civil ainda possui características artesanais, o que contribui para uma geração elevada de resíduos. Apesar de os RCD terem origens diversas, destaca-se a grande quantidade desses resíduos gerada em reformas, ampliações e demolições, conforme ilustrado na Figura 1.

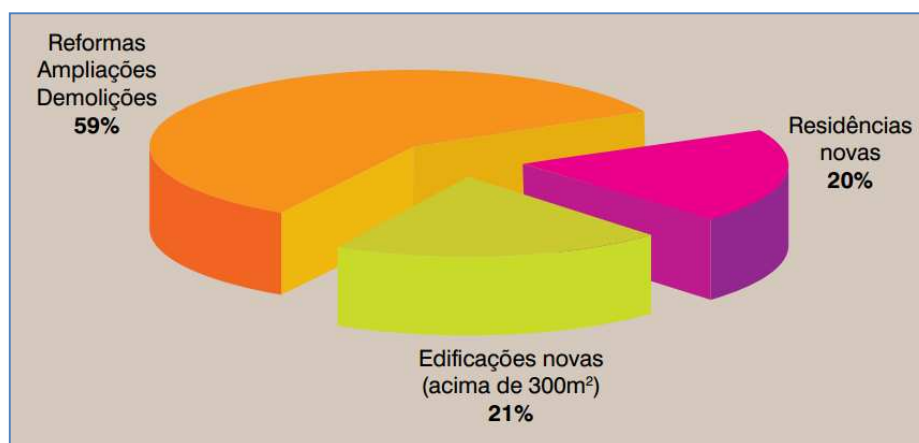


Figura 1 – Principais fontes de resíduos da construção civil.

Fonte: FEAM, 2009, p. 7.

Os resíduos da construção civil pertencem à Classe II B – inertes. Contudo, devido ao caráter específico de cada obra e à composição dos materiais, podem ser gerados nos canteiros de obras resíduos que se enquadrem também nas Classes I e II A, perigosos e não inertes, respectivamente (FEAM, 2009). Isso decorre de alguns aspectos, como o nível de desenvolvimento técnico da indústria da construção local; a qualidade e treinamento da mão de obra disponível; os programas de qualidade e redução das perdas; as técnicas de construção e demolição empregadas; os processos de reciclagem e reutilização adotados no canteiro de obras; a disponibilidade e predominância de materiais na região; a demanda de novas construções; e o desenvolvimento econômico do local (OLIVEIRA *et al.*, 2004).

Nas usinas de reciclagem é comum classificar os RCD em duas classes, segundo a cor predominante (Figura 2):

- Tipo I ou cinza: componentes de construção de natureza cimentícia, incluem concretos e argamassas, e;
- Tipo II ou vermelho: componentes de construção de natureza cerâmica, principalmente cerâmica vermelha (BRANDÃO, 2011).



(a)



(b)

Figura 2 – RCD cinza (a) e vermelho (b) triados nas usinas de reciclagem de Belo Horizonte/MG e de Vinhedo/SP, respectivamente.

Fontes: Autor e ÂNGULO *et al.*, 2011, p. 3, respectivamente.

A composição dos RCD gerados em cada uma das etapas que compõem as atividades da construção civil é diferente em cada país, em razão da diversidade de tecnologias construtivas utilizadas, mas sempre existe um componente que sobressai. Assim, a caracterização da composição média dos RCD está vinculada a parâmetros específicos da região geradora dos resíduos e às técnicas construtivas locais (KARPINSKI, 2005).

Dos resíduos da construção civil, 90 % (massa/massa) são constituídos por frações de natureza mineral, como concreto, rocha, solo, argamassa e cerâmicas (ÂNGULO *et al.*, 2003). De acordo com Lima (1999), os compostos químicos mais abundantes nos RCD são  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{KOH}$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$  e  $\text{CaCO}_3$ . Dentre esses compostos  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ,  $\text{NaOH}$  e  $\text{KOH}$ , em meio aquoso, proporcionam o aumento do pH do meio e a formação de hidróxidos com os metais. Portanto, pode-se afirmar que, em muitos casos, a remoção dos metais pesados ocorre devido à presença destes nos RCD.

Tabela 1 – Classes e destinos dos resíduos de construção e demolição.

CLASSE	IDENTIFICAÇÃO	INTEGRANTES	DESTINAÇÃO	OBSERVAÇÃO
A	Reutilizáveis ou recicláveis como agregados.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- areia</li> <li>- argamassa endurecida</li> <li>- bloco</li> <li>- componentes cerâmicos</li> <li>- concreto</li> <li>- concreto armado</li> <li>- louça</li> <li>- material de escavação aproveitável</li> <li>- pedras em geral</li> <li>- telha</li> <li>- tijolo cerâmico</li> <li>- solo orgânico ou vegetação</li> <li>- outros</li> </ul>	Reutilizar ou reciclar na forma de agregados, ou encaminhar a aterro de resíduos da construção civil, dispondo de modo a permitir sua utilização ou reciclagem futura.	Após moagem, podem ser utilizados na preparação de argamassa e concreto não estrutural.
B	Recicláveis para outras destinações.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- madeiras</li> <li>- metais</li> <li>- papel e papelão</li> <li>- plásticos</li> <li>- vidros</li> <li>- gesso</li> </ul>	Reutilizar, reciclar ou encaminhar a áreas de armazenamento temporário, permitindo sua utilização ou reciclagem futura.	Após moagem, podem ser destinados à confecção de base e sub-base de pavimentação, drenos, camadas drenantes, rip-rap e como material de preenchimento de valas. Madeiras podem ser encaminhadas para empresas ou entidades que a utilizem como energético ou matéria prima.
C	Resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam sua reciclagem ou recuperação.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- fórmicas</li> <li>- manta asfáltica</li> <li>- manta de lã de vidro</li> <li>- peças de fibra de nylon</li> <li>- outros</li> </ul>	Armazenar, transportar e destinar em conformidade com normas técnicas específicas.	Com relação ao gesso cabe ao gerador buscar soluções com o fabricante.
D	Resíduos perigosos, como tintas, solventes, óleos e outros resíduos contaminados ou prejudiciais à saúde.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- lataria contaminada</li> <li>- lodo e licor de limpeza de fossa</li> <li>- peças em fibrocimento</li> <li>- efluente</li> <li>- rolo, pincel, trincha</li> <li>- solvente</li> <li>- tintas</li> <li>- amianto</li> </ul>	Armazenar, transportar, reutilizar e destinar em conformidade com normas técnicas específicas.	

Fonte: Resoluções CONAMA nº 307/2002, 348/2004 e 431/2011.

## 2.2 Barreiras reativas para a contenção de metais pesados

Para proteger as camadas de solo e as águas subterrâneas de contaminação pela disposição inadequada de resíduos químicos, refugos da indústria metalúrgica, rejeitos de mineração e percolados de áreas de disposição de resíduos urbanos e industriais utilizam-se, frequentemente, barreiras reativas, de proteção ou retenção.

A escolha do tipo de barreira depende do uso a que se destina, do ambiente físico, do material empregado como matéria prima em sua construção, e das características do projeto, como, por exemplo, a taxa de infiltração dos líquidos e a vida útil da obra (LEITE, 2001).

Entre os principais fatores que contribuem para o desempenho adequado de barreiras reativas estão a escolha dos materiais, a avaliação da compatibilidade química entre os resíduos e o sorvente, e a minimização da migração, além da alta capacidade de retardamento dos contaminantes (BRANDL, 1992). De modo geral, os materiais sintéticos utilizados para a construção de barreiras são dispendiosos e oneram o custo dos sistemas de contenção.

Sousa (1998) avaliou o uso de resíduos oriundos da construção civil na base de pilhas de resíduos sólidos urbanos (RSU), que pode, inclusive, substituir a calagem, prática recomendável na criação de barreira química para contaminantes em aterros sanitários. Foram verificadas menores concentrações de metais pesados nas amostras de solo coletadas abaixo das células-base do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, onde os RSU foram depositados sobre uma camada de RCD, do que nas amostras de solo coletadas em áreas que não receberam estes resíduos. De acordo com Sousa *et al.* (2002) e Carvalho *et al.* (2006), a presença de camada de RCD na base das pilhas de RSU, em aterros sanitários, pode funcionar como barreira para os metais pesados presentes no percolado, principalmente os catiônicos. Esse comportamento pode ser atribuído ao fato de que a maior parte dos solos brasileiros apresentam cargas variáveis, para os quais a quantidade de cargas negativas aumenta com a elevação do pH (RAIJ, 2008).

Por apresentarem pH em torno de 9,0, pressupõe-se que os resíduos da construção civil são capazes de reter grande quantidade de metais pesados, visto que muitos destes se comportam como cátions no solo. Moreira (2008)

observou o potencial de uso de RCD, sem separação por classe, em células de aterros sanitários como barreira química para metais pesados.

Sabe-se que produtos que contenham como “princípio ativo” óxidos, hidróxidos, carbonatos ou silicatos de cálcio e, ou magnésio podem ser utilizados na correção de acidez (AMARAL & ANGHINONI, 2001). Como os RCD apresentam tal característica, são, portanto, úteis na neutralização da acidez do solo ou de líquidos. Para grande parte dos metais, reduzida a acidez do solo ocorre a redução da mobilidade dos metais neste meio.

### **2.3 Transporte de massa em meios porosos**

Os processos que regem o transporte de massa em ambiente hidrogeológico podem ser agrupados em três grandes categorias: física, química e bioquímica.

Os principais mecanismos físicos que controlam o transporte de solutos são a advecção, a dispersão mecânica e a difusão molecular. No transporte através de camadas de solos argilosos saturados, os mecanismos mais importantes são os de advecção e difusão. No caso de transporte em aquíferos, a advecção e a dispersão são, usualmente, os mecanismos mais importantes (ROWE *et al.*, 1995).

Quanto aos mecanismos químicos, diversos processos de transferência de solutos do fluido intersticial para as partículas sólidas do solo podem ocorrer e vão depender da constituição química do soluto, dos constituintes e das características do solo e do pH do sistema. Estes processos incluem reações de adsorção-dessorção e precipitação-dissolução. Outros, como oxirredução, complexação e quelação, podem atuar afetando a disponibilidade de solutos para os processos de transferência ou alterando a forma de um poluente, por exemplo, aumentando ou diminuindo seus efeitos de contaminação (ROWE *et al.*, 1995).

Mecanismos de transferência bioquímicos incluem a biodegradação.

Fatores como tipo e concentração da solução, granulometria, estrutura, capacidade de troca iônica do solo e minerais argílicos presentes, podem interferir nos processos de transporte de solutos em solos (Tabela 2).

Tabela 2 – Fatores da interação solo-solução.

<b>Solução Contaminante</b>	<b>Solo</b>	<b>Meio-ambiente</b>
Tipo de poluente; Concentração das substâncias; Densidade, viscosidade, solubilidade (influência da temperatura); Polaridade (relacionada à constante dielétrica); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO).	Tipo de solo; Mineralogia (tipo de minerais argílicos); Granulometria; Estrutura do solo; Capacidade de troca iônica; Tipo de cátions adsorvidos; Tipo e teor de matéria orgânica presente.	Condições hidrogeológicas (antes e após a disposição); Temperatura (variação no tempo e com a profundidade); Condições aeróbias/anaeróbias; Potencial de oxirredução.

Fonte: NOBRE, 1987.

Segundo Rowe *et al.* (1995), o fator talvez mais importante nos processos de interação solo-contaminante e no transporte de substâncias através do solo é o fenômeno de expansão-contração da dupla camada difusa. A dupla camada difusa é a nuvem de cátions formada ao redor das partículas e a quantidade de cátions aderidos necessária para neutralizar a partícula do solo é a capacidade de troca catiônica.

Para um índice de vazios constante, a contração da dupla camada difusa provoca um aumento dos espaços vazios entre as partículas do solo, aumentando a condutividade hidráulica ( $k$ ) e acelerando o avanço do fluido percolante. Se uma dada troca iônica favorecer a expansão da dupla camada difusa, analogamente ocorrerá o contrário, a condutividade hidráulica irá diminuir e o avanço do fluido percolante será retardado. A substituição de cátions monovalentes por cátions bivalentes ou trivalentes na superfície da partícula argilosa e o aumento de temperatura, para um índice de vazios constante, são alguns dos fatores que dão origem à contração da dupla camada difusa, provocando o aumento da condutividade hidráulica (ROWE *et al.*, 1995).

A condutividade hidráulica é um parâmetro inversamente proporcional à resistência que um meio oferece ao escoamento de um fluido, devido a um gradiente hidráulico e depende tanto das características do fluido quanto das do meio poroso. Entre os fatores que mais afetam a permeabilidade dos solos destacam-se a composição do solo, a estrutura, o índice de vazios, o grau de saturação e as características do fluido, já que os compostos presentes no fluido interagem com os minerais que formam o solo (NOBRE, 1987).

### 2.3.1 Processos sortivos aplicados a metais

Sorção é um termo genérico utilizado para indicar o processo pelo qual os solutos (íons, moléculas e compostos) são repartidos entre a fase líquido-gasosa e a superfície das partículas sólidas. Ao contrário, a dessorção é o processo em que o soluto é liberado das partículas do sólido sorvente para o fluido intersticial.

Os processos de sorção podem ser sintetizados em adsorção e precipitação.

A adsorção é definida como o processo físico-químico em que a atração molecular fixa os solutos à superfície dos sólidos. As forças que atraem o soluto da fase líquida para a superfície das partículas sólidas podem ser físicas ou químicas. Como se trata de um fenômeno essencialmente de superfície, para que um adsorvente tenha capacidade adsortiva significativa, deve apresentar grande área superficial específica, o que implica em uma estrutura altamente porosa.

Os solos têm, geralmente, grande variedade de sítios de adsorção, com diferentes propriedades de ligações, além de possuir grande quantidade de complexos aquosos iônicos e não iônicos capazes de participar da adsorção e, possivelmente, dos processos de precipitação dos metais (MATOS, 1995). Uma vez que as propriedades adsortivas dependem da distribuição e do tamanho dos poros e da natureza da superfície sólida, espera-se maior ocorrência de adsorção nas menores frações granulométricas.

A adsorção em solos ocorre principalmente em argilominerais, pois estes apresentam um desbalanceamento elétrico em virtude das substituições de cátions no retículo cristalino por outros de menor valência. Além disso, a capacidade de remoção de um soluto pelo solo está relacionada com a área superficial disponível, que tende a ser maior em minerais de argila.

Na percolação de um soluto em solução aquosa por um meio poroso, íons e moléculas podem ser adsorvidos à superfície das partículas minerais e de matéria orgânica, até que seja atingida a condição de equilíbrio. Qualquer alteração nas condições do sistema líquido-soluto-meio poroso em equilíbrio, como a variação de temperatura ou de pH, pode fazer com que o processo de adsorção atinja nova condição de equilíbrio.

A precipitação ocorre quando existe transferência de soluto da fase aquosa para a superfície da fase sólida, resultando em uma nova substância, com uma nova fase sólida cristalina. Os valores de pH do material sorvente e da fase líquida, além da concentração dos contaminantes estão entre os principais controladores desse processo (ZUQUETTE, SILVA JR. & GARCIA, 2008).

A precipitação reduz a mobilidade de metais no solo e restringe sua solubilidade, estabelecendo limites máximos para suas concentrações na solução do solo. É comumente utilizada em estações de tratamento de águas residuárias, bem como em barreiras reativas permeáveis para reduzir as concentrações de metais pesados nas águas subterrâneas. Neste processo, uma substância solúvel é convertida em uma forma insolúvel por uma reação com o agente precipitante. Precipitantes comumente utilizados são os hidróxidos, sulfetos, fosfatos e carbonatos.

A direção, quantidade e velocidade dos processos de sorção dependem do tipo e propriedades dos constituintes dos solos e da natureza dos íons – valência, raio hidratado, concentração – dissolvidos na água.

Em geral, os cátions, quando mantidos nas superfícies negativamente carregadas do solo, por ação da força eletrostática têm nas suas valências o fator de maior importância na determinação da adsorção. Para íons de mesma valência, a preferência de adsorção está relacionada ao raio hidratado do cátion ou à sua energia de hidratação: cátions de maior valência são adsorvidos preferencialmente, e cátions de menor raio hidratado tendem a substituir os de maior. No entanto, para soluções com alta concentração de determinado cátion, este pode substituir outro de maior preferência para a adsorção presente em menor concentração (FETTER, 1993; BORGES, 1996; NASCENTES, 2003).

O processo de adsorção é influenciado pelo pH da solução. Em soluções ácidas ( $\text{pH} < 7$ ), a ocorrência de alta concentração de íons  $\text{H}^+$ , mais resistentes à substituição por outros cátions, propicia menor troca catiônica do que em soluções alcalinas ( $\text{pH} > 7$ ) (BORGES, 1996). Assim, o melhor desempenho do material sorvente tende a ser observado quando o meio encontra-se na forma alcalinizada, isso devido ao fato de que os grupos superficiais ativos do material se encontram associados a moléculas de água, formando pontes de hidrogênio (COSTA, 2000). As moléculas de água

aumentam a energia necessária para adsorção dos íons metálicos nos sítios superficiais por fenômenos de solvatação. Com o tratamento alcalino, as hidroxilas interagem com os grupos superficiais, ficando retidas na camada superficial dos grãos do sólido sorvente, diminuindo a energia necessária para adsorção. Estudos anteriores de medidas de energias de sorção de íons metálicos na superfície de sólidos sorventes – realizados por Hunter (1981), Kornicker & Morse (1991) citados por Costa (2000) – mostraram que um aumento na concentração de íons  $\text{OH}^-$  influi na diminuição da energia necessária para sorção. Portanto, a capacidade de troca catiônica cresce, de modo geral, com o aumento do pH do solo.

A composição mineralógica é outro fator que influencia significativamente a retenção de metais pelo solo. Na maioria dos solos de clima tropical, devido à sua constituição principalmente oxídica, a adsorção de metais pesados é bastante intensa, pois os óxidos de ferro e alumínio retêm muitos metais pesados com elevada energia.

A matéria orgânica presente no solo também interfere no processo de remoção de metais, visto que mesmo quando em pequena quantidade, é capaz de contribuir com uma grande parcela da retenção de cátions. Tal fato, segundo Sparks (1995), justifica-se pelo fato de a matéria orgânica apresentar elevada superfície específica (800 a 900  $\text{m}^2/\text{g}$ ) e CTC em torno de 1500 a 3000  $\text{mmol}/\text{kg}$ .

A adsorção de uma substância a partir de uma solução envolve competição com o solvente e com outras substâncias presentes na solução pelas regiões de adsorção (BORGES, 1996). Comumente, a quantidade de soluto adsorvida é uma função da sua concentração na solução.

## **2.4 Ensaio de equilíbrio em lote**

O procedimento para a realização de ensaios de equilíbrio em lote baseia-se nas recomendações da American Society for Testing and Materials (ASTM, 2008). Este tipo de ensaio, amplamente empregado, permite estimar de forma rápida a máxima capacidade de um sorvente em reter determinado contaminante, em condições controladas em laboratório.

O ensaio de equilíbrio em lote objetiva determinar a relação entre a massa de soluto adsorvida normalizada em relação à massa de solo seco, e a concentração de equilíbrio, para diferentes valores de concentração inicial.

Em um frasco de reação mistura-se um determinado volume ( $V_l$ ) do soluto de interesse, com concentração inicial conhecida ( $C_0$ ), a uma massa de solo seco ( $m_s$ ). Agita-se por um período de tempo que pode variar de horas a dias (usualmente, de 24 a 48 horas). A agitação deve manter as partículas sólidas em suspensão de modo que as superfícies das partículas fiquem em contato com a solução durante o tempo necessário para que ocorram as reações químicas de interação sorvente-soluto. Centrifuga-se a amostra para que haja separação entre as fases da mistura, e analisa-se uma parcela do líquido sobrenadante para determinar a concentração de equilíbrio ( $C_e$ ). Este procedimento deve ser repetido, à temperatura constante, para diferentes valores de concentração inicial do soluto.

A sorção ( $S$ ), definida como massa de soluto sorvida normalizada em relação à massa de solo seco, calculada por meio da equação (1) (SHACKELFORD e ROWE, 1998), e a concentração do soluto que permanece em solução depois de atingido o equilíbrio, podem ser representada graficamente, dando origem a curvas conhecidas como isotermas de sorção, sendo as mais utilizadas as de Freundlich e de Langmuir.

$$S = \frac{(C_0 - C_e) V_l}{m_s} \quad (1)$$

## 2.5 Isotermas de sorção

Isotermas de sorção são curvas determinadoras da partição do soluto, em temperatura constante, entre as fases líquida e sólida, em equilíbrio, para diferentes concentrações de soluto, podendo assumir formas diversas – linear, côncava, convexa, ou qualquer combinação destas. Uma isoterma, portanto, indica a variação da sorção com a concentração de sorvato na solução, para temperatura constante (BOSCOV, 2008).

Equações teóricas são usualmente utilizadas para representar os resultados obtidos experimentalmente (REDDI *et al.*, 2000). Isotermas de sorção a baixas concentrações são frequentemente lineares. Neste caso, a massa de soluto sorvida por massa de solo é proporcional à concentração de

equilíbrio do soluto na solução e a inclinação da reta ajustada corresponde ao coeficiente de distribuição constante,  $K_d$  ( $L^3 M^{-1}$ ), equação 2.

$$K_d = \frac{S}{C_e} \quad (2)$$

O modelo linear é o mais comum para quantificar as interações químicas entre os contaminantes dissolvidos e o solo na modelagem de transporte de contaminantes (USEPA, 1999).

Entre as relações mais utilizadas para representar sorção não linear estão as isotermas de Freundlich e de Langmuir. Cada modelo refere-se a teorias baseadas em diferentes hipóteses. Logo, um modelo pode ser uma boa representação da partição do soluto entre as fases líquida e sólida em alguns casos, e não ser adequado em outros.

O modelo de Langmuir, desenvolvido em 1918, é representado pela equação matemática (3):

$$S = \frac{S_m b C_e}{1 + b C_e} \quad (3)$$

em que,  $S_m$  é a capacidade máxima de sorção do solo em relação à substância de interesse ( $M M^{-1}$ );  $b$  é um parâmetro que representa a taxa de sorção ( $L^3 M^{-1}$ );  $C_e$  é a concentração de equilíbrio do soluto ( $M L^{-3}$ ).  $S_m$  e  $b$ , parâmetros do modelo, são determinados colocando-se em um gráfico os resultados dos ensaios de equilíbrio em lote na forma  $1/S$  versus  $1/C_e$ , conforme a equação (4) e a Figura 3.

$$\frac{1}{S} = \frac{1}{S_m} + \frac{1}{b S_m C_e} \quad (4)$$

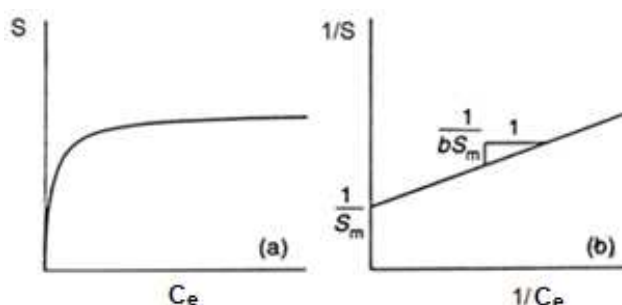


Figura 3 – Isoterma de Langmuir: (a) sorção em função da concentração; (b) gráfico linearizado para determinação dos parâmetros do modelo.

Fonte: ROWE *et al.*, 1995.

Outro modelo empírico que fornece uma descrição quantitativa da sorção é o de Freundlich, cuja expressão matemática é dada por:

$$S = K_f C_e^\epsilon \quad (5)$$

em que,  $K_f$  ( $L^3 M^{-1}$ ) e  $\varepsilon$  (adimensional) são os parâmetros do modelo. Para  $\varepsilon=1$ , a equação (5) descreve uma relação linear para a sorção.

Reescrevendo a equação (5) na forma da equação (6) e dispondo os pares de valores  $\ln S$  versus  $\ln C_e$  em um gráfico, é possível determinar os parâmetros  $K_f$  e  $\varepsilon$ , conforme ilustrado na Figura 4.

$$\ln S = \ln K_f + \varepsilon \ln C_e \quad (6)$$

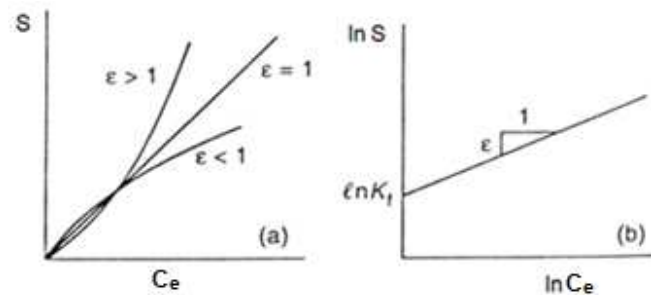


Figura 4 - Isoterma de Freundlich: (a) sorção em função da concentração; (b) gráfico linearizado para determinação dos parâmetros do modelo.

Fonte: ROWE *et al.*, 1995.

Por serem modelos que relacionam a sorção entre sorventes e solutos, os parâmetros (ou constantes) de cada isoterma variam com o sorvente, o soluto e as condições ambientais. Como as constantes são determinadas em laboratório, os valores obtidos se aplicam somente às condições de ensaio que, em geral, não representam o que ocorre no campo, devendo ser usadas apenas como uma representação qualitativa da situação real (YONG *et al.*, 1992).

## 2.6 Contaminação por metais pesados

Embora utilizados como sinônimos os termos contaminação e poluição possuem significados distintos. A contaminação ocorre quando há aumento das concentrações de determinado elemento em relação às concentrações naturais. A poluição, por sua vez, refere-se ao aumento dessas concentrações capazes de afetar os componentes bióticos do ecossistema, comprometendo seu equilíbrio e bom funcionamento (ALLOWAY, 1995). Existem diversos íons e compostos capazes de contaminar e poluir o solo, as águas superficiais e subterrâneas, e os sedimentos, podendo-se citar como exemplo os metais pesados.

Os metais pesados que degradam o ambiente têm origem em diversas fontes, como refino e incineração de resíduos urbanos e industriais, combustão de carvão e óleo, emissões veiculares, rejeitos líquidos e sólidos, minerações, fundições, indústrias, fertilizantes e pesticidas agrícolas. Efluentes das indústrias do setor mineral e metal-mecânico, em particular aqueles de plantas de tratamento de superfície, contêm alta concentração desses elementos dissolvidos.

Os metais pesados são cátions que, em sua maioria, apresentam mobilidade razoavelmente limitada no solo e na água subterrânea devido à sorção na superfície da fração sólida do meio poroso (FETTER, 1993). Entretanto, alguns metais podem ter a mobilidade aumentada quando se encontram em competição com outros preferencialmente adsorvidos pelo solo. A mobilidade dos metais é, geralmente, maior em solos arenosos e ácidos, com baixa capacidade de troca catiônica e com baixo teor de matéria orgânica e de argila. Todavia, alguns metais, como o As, por estarem presentes na forma de ânions, têm sua mobilidade no ambiente aumentada com o aumento do pH (ASSIS, 2010).

A definição do termo metal pesado é controversa. Com base no peso específico, são considerados metais pesados os elementos químicos e suas formas iônicas que possuem peso específico alto ( $\geq 6,0 \text{ g/cm}^3$ ) e que são pertencentes aos grupos dos elementos de Transição e Não-Transição da Tabela Periódica dos Elementos Químicos (MATOS *et al.*, 1999).

Diversos metais pesados são elementos essenciais aos animais, aos seres humanos e aos vegetais superiores, como: Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn etc. Outros, como Cd, Hg e Pb, não apresentam função biológica conhecida (SRIVASTAVA e GUPTA, 1996).

Tanto os metais essenciais como os não-essenciais causam problemas ao metabolismo de seres vivos, se absorvidos acima de certas quantidades. A capacidade que esses elementos têm de acumularem-se em tecidos vivos e concentrarem-se ao longo da cadeia alimentar aumenta as chances de causarem distúrbios em ecossistemas, o que pode ocorrer mesmo depois de cessadas as emissões (TAVARES & CARVALHO, 1992).

No solo, os metais pesados podem ser encontrados na solução intersticial, adsorvidos eletrostaticamente nos sítios de troca (adsorção não-específica), incorporados à superfície da fase inorgânica (adsorção específica),

participando de reações de precipitação e dissolução, e ligados a compostos orgânicos (ALLOWAY, 1995), e sua retenção vai depender da natureza da fase sólida e da proporção de seus constituintes, de propriedades da fase líquida e das espécies metálicas presentes na solução do solo (YUAN & LAVKULICH, 1997; NAIDU *et al.*, 1998; SANTOS, 2001). A concentração de metais pesados na solução do solo resulta do equilíbrio entre as reações de precipitação, dissolução, complexação e adsorção que, por sua vez, são influenciadas por fatores, como tipo de solo, clima e forma química dos elementos (NASCENTES, 2003).

De modo geral, os solos apresentam grande capacidade de adsorção de metais pesados, entretanto, face às mudanças nos equilíbrios e formas químicas destes no solo e à possibilidade de estagnação da capacidade de retenção dos poluentes pelo mesmo, os metais poderão ficar disponíveis para lixiviação, especialmente, em condições ácidas, podendo vir a atingir as águas subterrâneas (MATOS, 1995; NASCENTES, 2003). Entre as propriedades do solo que influenciam as reações e mobilidade dos metais incluem-se a superfície específica, a textura, a temperatura, o pH, o potencial redox, a CTC, a quantidade de matéria orgânica, a quantidade e o tipo de minerais de argila, o tipo e a quantidade de metais e a competição iônica (MATOS, 1995).

Os metais pesados ocorrem em solução sob a forma de uma ou mais espécie iônica. As diferentes espécies iônicas e suas respectivas quantidades são importantes, pois influenciam as relações do elemento com a própria solução do solo e com o meio ambiente (Tabela 3) (MEURER, 2006).

Tabela 3 – Considerações sobre adsorção e mobilidade de alguns íons no solo.

<b>Elemento</b>	<b>Considerações</b>	<b>Mobilidade</b>
Pb <sup>2+</sup>	Cátions são adsorvidos fortemente em húmus, óxidos metálicos e argila; formam óxidos metálicos e sulfitos insolúveis, formam complexos solúveis em pH elevado.	Média
Cd <sup>2+</sup>	O cátion é adsorvido moderadamente em óxidos metálicos e argila; forma precipitados insolúveis com carbonatos e sulfitos.	Média Baixa
Cr <sup>3+</sup>	O cátion é adsorvido fortemente em óxidos metálicos e argila; forma óxidos insolúveis que precipitam.	Baixa
Cr <sup>6+</sup>	O oxianion é adsorvido moderadamente em óxidos metálicos em pH baixo; fracamente adsorvido em pH elevado.	Média Alta
As <sup>3+</sup>	O oxianion é adsorvido mais fracamente do que o arsenato em óxidos metálicos e somente em pH elevado.	Média
As <sup>5+</sup>	O oxianion é adsorvido fortemente em óxidos metálicos; forma precipitados relativamente insolúveis com o Fe.	Baixa

FONTE: Adaptado de Haynes & Traina (1998), citado por Meurer (2006).

A taxa de adsorção de qualquer espécie iônica diminui individualmente com o aumento do número de espécies competidoras. Fatores como o pH, a concentração da solução e a natureza das espécies competidoras, influenciam a adsorção competitiva (MATOS, 1995).

A CTC do solo é um dos mais importantes indicadores da capacidade de retenção de metais pesados na fase sólida do solo. Solos que apresentam valores mais elevados de CTC têm, em geral, maior capacidade de adsorção de metais que os de baixa capacidade de troca (MATOS, 1995).

Segundo Wowk e Melo (2005), entre os principais efeitos da contaminação de metais em solos, estão o ingresso na cadeia alimentar, a redução da produtividade agrícola devido aos efeitos fitotóxicos, as alterações nas atividades microbianas e a contaminação de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, em decorrência do escoamento superficial e da infiltração das águas das chuvas, respectivamente.

Uma vez presentes no ambiente, os metais também podem desencadear problemas de toxicidade aos organismos que estiverem expostos, como plantas, animais e seres humanos, devido à sua mobilidade nos diferentes compartimentos ambientais. Entre os metais que podem estar presentes nos percolados, o mercúrio, cádmio, chumbo, níquel e cromo, nesta ordem, são os que apresentam maior risco de contaminação ambiental e toxicidade, segundo limites de potabilidade de águas de consumo humano (CARDOSO e CHASIN, 2001; COSTA, 2002; BRASIL, 2004; RANA, 2006).

Apresentam-se, em seguida, algumas informações sobre os metais estudados nesta pesquisa, bem como alguns acidentes a eles relacionados reportados na literatura.

*i) Chumbo, Pb*

Um dos metais com alto grau de toxicidade, efeito cumulativo e que pode levar à intoxicação crônica, fatal, o chumbo muitas vezes está presente na natureza como um elemento-traço.

O chumbo, elemento químico de número atômico 82 e massa atômica igual a 207,2 g/mol, é um metal pesado com densidade relativa de 11,35 g/cm<sup>3</sup>, pertencente ao grupo 14 da classificação periódica dos elementos químicos, e que à temperatura ambiente encontra-se em estado sólido (RUSSEL, 2004).

Seus estados de oxidação são (0), (II) e (IV), porém, nos ambientes naturais, é encontrado, predominantemente, sob a forma  $Pb^{2+}$ , a mais tóxica. O estado de oxidação  $Pb^{4+}$  forma compostos orgânicos estáveis, também tóxicos, representando risco à saúde do homem, nos países que utilizam, ainda, aditivos com este elemento principalmente na gasolina.

O chumbo é bastante utilizado na construção civil, na confecção de munição, na proteção contra raios X e  $\gamma$  – sendo, por essa razão, incorporado aos vidros e paredes das salas de raios X nos hospitais, e utilizado como proteção para radiação nuclear – e forma parte de ligas metálicas para a produção de soldas, fusíveis, revestimentos de cabos elétricos, metais de tipografia etc. Tem sido bastante aplicado nas formulações de tintas e pigmentos corantes (ORTIZ, 2000), sendo, ainda, utilizado como anticorrosivo de outros metais.

A galena, sulfeto de chumbo, é a fonte primária mais importante de chumbo e a principal fonte comercial. Além desta, este metal também pode ser obtido através da mineração de cerusita e anglesita. O chumbo ocorre, em geral, associado a outros minerais, principalmente aos que contêm zinco, prata, cobre e antimônio.

No Brasil, as principais reservas de chumbo localizam-se nos Estados de Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Paraná, São Paulo, Tocantins e Bahia (DNPM, 2009).

Muitos acidentes envolvendo o chumbo são conhecidos, sendo que a maioria dos descritos na literatura mundial ocorreu durante o transporte de seus compostos. No Brasil destaca-se o seguinte episódio:

- As instalações da Plumbum Mineração e Metalurgia Ltda., localizadas no município de Santo Amaro da Purificação, no Recôncavo Baiano, foram abandonadas em 1993, deixando um passivo de 490 mil toneladas de escória contaminada com metais pesados, sobretudo chumbo e cádmio. Boa parte da população da região, entre eles ex-funcionários da metalúrgica, bem como o solo, os sedimentos, a fauna e os mariscos do estuário do rio Subaé foram contaminados com os resíduos industriais (ANJOS e SÁNCHEZ, 2001). Entre os principais impactos socioambientais causados pelas atividades da metalúrgica no município baiano, estão a contaminação das águas do rio Subaé por substâncias tóxicas, impactando diversas comunidades que tiravam seu sustento do rio; a poluição do ar pela fumaça da

indústria que, somente em 1989, após determinação da Justiça, passou a usar filtro em sua chaminé; e a contaminação do solo por grande quantidade de soluções com contaminantes que se infiltrou no subsolo durante os anos de funcionamento da usina (ALCÂNTARA, 2010). Em função do grande passivo deixado e de seu impacto, nos anos de 1994 e 1995 o Centro de Recursos Ambientais (CRA) solicitou da empresa diversas medidas mitigadoras (ANJOS e SÁNCHEZ, 2001). Diante da recusa da Plumbum em atender ao solicitado pelo CRA foi criado o projeto Purifica que sugeriu medidas de mitigação como a elaboração de um plano de remediação para a área urbana do município, estimativa da quantidade de escória depositada na cidade, plano de ação e previsão de custos. O projeto recomendou a raspagem do solo superficial para remover a escória depositada de forma aleatória no entorno da usina, e posterior tratamento para separar a escória do solo. Foi sugerido também que o solo contaminado fosse utilizado para fabricação de telhas e blocos cerâmicos - uma vez que o processo demonstrou alta capacidade de imobilização dos poluentes, além de envolver baixo custo (PROJETO PURIFICA, 2003). Anjos e Sánchez (2001) sugeriram, ainda, a utilização de áreas alagadas, ou *wetlands*, como medida de controle da migração dos metais na localidade. De acordo com Anjos (2003), o pH elevado, a alta presença de matéria orgânica, a CTC do solo, o tipo de argilominerais e a textura argilosa do solo em uma *wetland* existente a jusante do principal barramento de escória favoreceram os processos de retenção dos metais, sendo eficiente na redução da poluição das águas. Outras ações foram propostas pelo Projeto Santo Amaro - BA (CETEM, 2012), contudo, não se identificou relatos de medidas de remediação efetivamente adotadas.

De acordo com o que estabelece a Resolução CONAMA nº 430/2011, a concentração limite de chumbo presente em um efluente a ser lançado em corpo hídrico receptor é de 0,5 mg/L.

## ii) *Cádmio, Cd*

O cádmio é um metal de transição. Na classificação periódica dos elementos químicos localiza-se no grupo 12 e, na forma metálica ( $Cd^0$ ), é branco prateado, maleável e dúctil, apresentando resistência química e mecânica (RUSSEL, 2004).

O cádmio foi descoberto em 1817 pelo químico alemão Stromeyer, quando do aquecimento da calamina (carbonato de zinco -  $ZnCO_3$ ). Tal elemento químico não existe em sua forma elementar na natureza, mas é comumente encontrado associado a minérios de zinco, como exemplo tem-se a greenockita ( $CdS$ ) que ocorre associada ao sulfeto de zinco. Além de ser obtido da mineração e metalurgia do sulfeto de zinco, o cádmio também é obtido, em menor quantidade, da mineração e purificação eletrolítica de chumbo e cobre (SHRIVER e ATKINS, 2008).

Alguns dos principais usos desse elemento são como agente de luminescência colorida em tubos de imagem de televisores, na fabricação de ligas níquel/cádmio para baterias recarregáveis, em ligas com baixo ponto de fusão para soldagem, em ligas metálicas para fabricação de mancais em virtude de sua resistência mecânica, como pigmento corante, e como pigmento e estabilizador de plásticos polivinílicos. Ainda, ligas de cádmio com telúrio são utilizadas na fabricação de células fotovoltaicas (CARVALHO *et al.*, 2006).

O cádmio é um elemento altamente tóxico e tem sido descrito como um dos elementos-traço mais perigosos de todos os metais contaminantes presentes nos alimentos e no ambiente (ALBERTINI *et al.*, 2007). Por ser um elemento de excreção lenta e apresentar meia vida biológica longa no organismo humano, o cádmio tornou-se um dos metais mais pesquisados.

As águas não poluídas contêm menos que  $1 \mu g/L$  de Cd. As principais fontes de contaminação ambiental são a mineração, produção de metais não ferrosos e lodo de efluentes domésticos (MATOS, 2007 e CARVALHO *et al.*, 2006).

De acordo com o estabelecido na Resolução CONAMA nº 430/2011, a concentração limite de cádmio presente em um efluente, para lançamento em corpo hídrico, é de  $0,2 \text{ mg/L}$ .

Em áreas contaminadas por cádmio, como as do entorno de indústrias de processamento de metais, sua concentração pode alcançar valores de até  $160 \text{ mg/kg}$  (MATOS, 2007). No solo, este elemento apresenta tempo de meia vida que pode variar de 15 a 1100 anos.

Quando se fala em degradação ambiental causada por cádmio pode-se citar:

- Em Santo Amaro da Purificação, BA, a escória resultante da atividade metalúrgica, além de ser rica em chumbo também o era em cádmio.

Taxas elevadas desse elemento foram detectadas no sangue de crianças da região, de acordo com o relato de Tavares (1990). Não foram identificados relatos de medidas de remediação efetivamente adotadas na área, sendo Santo Amaro considerada uma das cidades mais poluídas por chumbo e cádmio no mundo (ALCÂNTARA, 2010).

- O desastre ecológico ocorrido na Baía de Sepetiba, RJ, onde uma fábrica de zinco eletrolítico, localizada em Itaguaí, distante 70 km do Rio de Janeiro, despejou mais de 50 milhões de litros de água e lama, contendo metais pesados, principalmente zinco e cádmio, em fevereiro de 1996 (GONÇALVES *et al.*, 1996). O entorno do lago foi contaminado em virtude do desastre e pelo fato de que os rejeitos líquidos provenientes da Companhia Mercantil e Indústria Ingá, falida produtora de lingotes de zinco para exportação, eram depositados sem tratamento na Baía de Sepetiba, gerando um passivo ambiental tratado com descaso pelos órgãos ambientais.

### iii) Cromo, Cr

O cromo é um metal de transição que, na forma metálica ( $\text{Cr}^0$ ), é branco, cristalino, com baixa maleabilidade e ductibilidade. Possui número atômico 24 e está localizado no grupo 6 da Tabela Periódica dos Elementos. Seu nome deriva da palavra “*Chroma*” que, traduzida do grego, significa cor (RUSSEL, 2004).

O cromo é encontrado, sobretudo, no minério cromita ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ). Por ser resistente ao ataque de ácidos, como HCl e  $\text{H}_2\text{SO}_4$  à temperatura ambiente, esse metal possui elevada importância para a galvanoplastia, além de ser usado na fabricação de ligas metálicas contendo ferro e níquel que são altamente resistentes à corrosão. Tem ampla utilização em processos químicos, principalmente em eletroquímica e sínteses orgânicas, sendo empregado em larga escala na metalurgia, em processos conhecidos como eletrodeposição, que consiste na cromagem, isto é, deposição de cromo metálico sobre uma superfície, que poderá ser a de outro metal. É também muito utilizado no curtimento de couro (MATOS *et al.*, 2008).

Embora o elemento cromo exista em diversos estados de oxidação, somente  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{Cr}^{6+}$  são estáveis o bastante para ocorrer no ambiente. O cromo trivalente apresenta função metabólica no organismo dos animais e do

homem, entretanto, quando em grandes concentrações é tóxico. O cromo hexavalente, produzido por processos industriais, consiste em uma forma extremamente poluente e cancerígena (MATOS *et al.*, 2008) quando sua presença no meio ambiente ultrapassa os limites predeterminados.

De acordo com o estabelecido na Resolução CONAMA nº 430/2011, as concentrações limites de cromo presentes em um efluente, para lançamento em corpo hídrico, é de 1,0 mg/L para o cromo trivalente e 0,1 mg/L para o cromo hexavalente.

Segundo o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM, 2014), o Brasil, praticamente o único produtor de cromo no continente americano, apresenta uma participação modesta, da ordem de 0,11 % das reservas mundiais. No contexto mundial, o Brasil participou, em 2013, com 1,87 % da oferta de cromita. As reservas lavráveis brasileiras são da ordem de 1,50 milhões de toneladas. A capacidade nominal instalada de produção nacional de concentrado de cromo está distribuída entre a Bahia (69 %) e o Amapá (31 %).

Quanto à contaminação ambiental por cromo pode-se citar:

- No município de Alagoinhas, BA, o despejo dos resíduos sólidos urbanos anteriormente à construção do aterro sanitário, era realizado a céu aberto, em área localizada entre o atual aterro e o curtume da empresa BRESPEL. Uma investigação da qualidade das águas realizada a partir de coletas em poços, no rio Sauípe e em seu afluente, onde eram lançados os efluentes da indústria, revelou alterações nas concentrações de cromo trivalente, além de outros parâmetros. Verificou-se que os valores investigados encontravam-se em concentrações muitas vezes acima dos limites fixados pela legislação (PEREIRA e LIMA, 2007). Não foram identificados relatos de medidas de remediação adotadas na área, apenas constatou-se que há tratamento de água nas regiões onde ela é captada para consumo humano.

#### *iv) Arsênio, As*

O arsênio, elemento químico de número atômico 33, está incluído no grupo 15 da Tabela Periódica dos Elementos (RUSSEL, 2004). Classificado como metalóide ou semimetal participante de reações de oxirredução, pode apresentar cinco estados de oxidação (-3, -1, 0, +3 e +5). Possui potencial de

oxidação (capacidade de perder elétrons) relativamente alto, o que contribui para o seu caráter catiônico (VOUGHAN, 2006).

Por ser capaz de realizar reações de oxidação nas condições ambientes, normalmente não se encontra arsênio na forma elementar ( $\text{As}^0$ ), sendo mais comuns as formas de arsenato ( $\text{As}^{5+}$ ) e arsenito ( $\text{As}^{3+}$ ) (SIMON *et al.*, 1999). A toxicidade do arsênio está intimamente relacionada a estes estados de oxidação. Outra característica marcante deste elemento é que, de maneira geral, as formas inorgânicas são mais tóxicas que as formas orgânicas.

O  $\text{As}^{3+}$  é mais móvel, solúvel e tóxico que o  $\text{As}^{5+}$ , o que pode ser explicado pela natureza das interações com a superfície coloidal do solo, pois o  $\text{As}^{3+}$  realiza complexação superficial, enquanto o  $\text{As}^{5+}$  faz troca de ligante (LADEIRA e CIMINELLI, 2000).

As rochas são a principal fonte de As dos solos. No Brasil, é encontrado em piritas ( $\text{FeS}_2$ ) e arsenopiritas ( $\text{FeAsS}$ ), comuns em jazidas de ouro, principalmente no estado de Minas Gerais. É também obtido como subproduto do tratamento de minérios de cobre, chumbo, cobalto e ouro (CETESB, 2012).

Segundo Assis (2010), a mobilização do As de sua fonte primária ocorre devido a uma combinação de processos naturais como reações de intemperismo, atividade biológica, emissões vulcânicas e também por atividades antropogênicas, como mineração e uso de produtos agropecuários. Com isso, o teor total de As, que em um solo natural varia de 0,1 a 40 mg/kg, em áreas contaminadas pode alcançar valores próximos a 20.000 mg/kg. Ademais, o As tem sido detectado em águas subsuperficiais, com concentrações superiores ao valor limite estipulado pela Organização Mundial de Saúde e pelo Ministério da Saúde, em sua Portaria 518/2004, para a água de consumo humano (10  $\mu\text{g/L}$ ).

O arsênio metálico é utilizado na produção de ligas não-ferrosas e outros compostos, na fabricação de semicondutores, como lasers, circuitos integrados e células solares. O ácido arsênico e o trióxido de arsênio são usados como descolorante, clareador e dispersante de bolhas de ar na produção de garrafas de vidro e outras vidrarias (CETESB, 2012). Ademais, o arsênio, na forma de arseniato de cobre cromatado, é muito utilizado atualmente como conservante de madeira.

De acordo com o que estabelece a Resolução CONAMA nº 430/2011, a concentração limite de arsênio total presente em um efluente a ser lançado em corpo hídrico receptor é de 0,5 mg/L.

Ao se falar de impactos ambientais negativos relacionados ao arsênio, no Brasil, pode-se citar:

- Exposição humana à contaminação por chumbo e arsênio no Vale do Ribeira, SP-PR (FIGUEIREDO, CAPITANI & GITAHY, 2005). Após longos anos de mineração de chumbo, zinco, prata e arsênio na região, até 1996, quando as minas se esgotaram e empresas fecharam, foi deixado para trás um grande passivo ambiental gerado pelos antigos descartes de minas e depósitos de rejeitos minerais com alta concentração de chumbo e arsênio. Como resultado, constatou-se alto nível de contaminação do solo e da água da região. Não apenas a questão ambiental, mas a de saúde pública foi afetada, visto que a contaminação foi também detectada na população vizinha à área. Em 2011, o Ministério Público anunciou liminar contra a Plumbum do Brasil Ltda., o DNPM, o município de Adrianópolis e a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) – entidades responsáveis pela contaminação ambiental e os danos à saúde da população na região – devendo os réus adotar medidas para remediar os danos causados ao meio ambiente e oferecer tratamento às pessoas impactadas pelas atividades minerárias (CETEM, 2011). Entretanto, não foram identificadas medidas de remediação efetivamente adotadas.

---

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Solos

A capacidade de retenção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  foi avaliada em relação a dois diferentes tipos de solos: um residual de gnaiss maduro e um residual de gnaiss jovem, ambos de grande ocorrência na Zona da Mata de Minas Gerais.

O solo residual de gnaiss maduro, aqui denominado solo ARG, é um Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), representativo do manto superior maduro, horizonte B, bastante intemperizado (TRINDADE, 2006). Trata-se de um solo poroso, bem drenado, com granulometria argilo-areno-siltosa e predominância de argilominerais 1:1, óxidos de ferro e alumínio. Foi coletado em um talude de corte na rodovia que liga os municípios de Viçosa e Paula Cândido, coordenada geográfica 20°45'41,74"S 42°52'22,48"O.

O solo residual de gnaiss jovem, aqui denominado solo AR, compõe o manto saprolítico dos solos da região, horizonte C, apresenta granulometria areno-silto-argilosa e coloração acinzentada (SANT'ANNA, 2006). Foi coletado em um talude de corte, coordenadas geográficas 20°46'11,34"S 42°51'41,83"O, localizado na Vila Secundino, Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Para a caracterização dos solos foram realizados ensaios geotécnicos, mineralogia da fração argila, além de análises químicas e físico-químicas.

#### 3.2 Resíduos de construção e demolição

Os resíduos de construção e demolição reciclados foram coletados na Estação de Transbordo de Resíduos Sólidos, na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (BR-040, km 531, Jardim Filadélfia), em Belo Horizonte - MG, e transportados em tambores até o Laboratório de Mecânica dos Resíduos do Departamento de Engenharia Civil (DEC-UFV), onde foram analisados em relação às suas características geotécnicas, mineralógicas, químicas e físico-químicas.

### **3.3 Soluções contaminantes**

Foram preparadas diferentes soluções com os quatro metais estudados. Soluções monoespécie de chumbo, cádmio e cromo na forma de nitrato, e arsênio na forma de arsenato de sódio permitiram avaliar como cada elemento interagiu com os dois tipos de solo e com os RCD.

Soluções multiespécie de chumbo e cádmio, e de cromo e arsênio, por sua vez, possibilitaram verificar a competição entre cada par de elementos por sítios de sorção. As duas combinações foram escolhidas, pois, dentre os íons utilizados, o chumbo, o cádmio e o cromo se comportam como cátions no solo, enquanto o arsênio é formador de oxianions, ou seja, comporta-se como ânion no solo. Portanto, pressupõe-se que a interação entre os elementos e os mecanismos de sorção das combinações propostas sejam diferentes.

Para cada elemento separadamente e para cada combinação de elementos foram preparadas nove concentrações: 25; 50; 100; 200; 400; 800; 1600; 3200; e 6400 mg/L. As soluções foram preparadas com base na massa de sal necessária a cada concentração. Portanto, não foram realizadas diluições a partir de soluções iniciais. O pH das soluções não foi ajustado, optou-se por trabalhar com cada solução tendo como pH o obtido quando da diluição da massa de sal, a fim de se ter uma situação mais próxima das possíveis ocorrências em campo.

### **3.4 Caracterização geotécnica**

A caracterização geotécnica, realizada no Laboratório de Mecânica dos Resíduos (DEC-UFV), consistiu na análise granulométrica, determinação do limite de liquidez, limite de plasticidade, peso específico dos sólidos, curva de compactação na energia do Proctor normal e da permeabilidade de carga variável de cada material, solo ARG, solo AR, RCD e misturas contendo solo e RCD. Os ensaios seguiram as especificações das normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), respectivamente, NBR 7181/1984, NBR 6459/1984, NBR 7180/1984, NBR 6508/1984, NBR 7182/1986, NBR 14545/2000.

### **3.5 Mineralogia**

As análises mineralógicas foram realizadas no Laboratório de Difração de Raios-X do Departamento de Geologia da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), por meio de um Difratorômetro Panalytical, modelo Empyrean.

Os difratogramas foram obtidos a partir de amostras orientadas, previamente separadas por centrifugação. Efetuou-se a varredura das lâminas da fração argila em três estágios: secas à temperatura ambiente (normal), saturadas com etileno glicol (glicolada), e aquecidas a 550°C durante 5 horas (aquecida). As condições de varredura foram: intervalo 2 – 35° 2 $\theta$ , tubo de Cu, radiação K $\alpha$ .

### **3.6 Análises químicas e físico-químicas**

As análises químicas e físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Rotina do Departamento de Solos (DPS-UFV), de acordo com a metodologia proposta por Embrapa (2011).

### **3.7 Ensaio de equilíbrio em lote**

Os ensaios de equilíbrio em lote foram executados no Laboratório de Geotecnia Ambiental (DEC-UFV) com base nas recomendações da ASTM (2008).

As amostras dos solos puros, de resíduos de construção e demolição, e de misturas dos solos com os RCD foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e passadas em peneira n°10 (2 mm de abertura).

Foram ensaiados cinco lotes de amostras, para os quais adotou-se a razão sorvente:solução de 1:20, para as diferentes concentrações das soluções. As amostras foram acondicionadas em tubos de centrifuga graduados e com tampa, com capacidade para 50 mL.

Para cada 20 mL de solução utilizou-se 1,0 g de material seco, corrigido em função da umidade higroscópica.

Os ensaios foram realizados em triplicatas. Ensaio em branco para cada solução, sem a adição de sorvente, permitiram verificar se alguma parcela dos metais ensaiados ficou retida no tubo de centrifuga.

Para tornar o processo de agitação mais eficiente, os tubos foram colocados na posição horizontal em uma mesa agitadora orbital TECNAL TE-140 (Figura 5), e submetidos a velocidades de  $30 \pm 2$  opm. Decorridas 24 horas de agitação, as amostras foram centrifugadas a 3500 rpm, sendo a força centrífuga 2538 g, por 10 minutos em centrífuga CIENTEC CT 6000 (Figura 6), com capacidade para 16 tubos. O sobrenadante foi filtrado em papel filtro rápido, acondicionado em frasco plástico com tampa (Figura 7), e armazenado em geladeira para posterior leitura das concentrações. A temperatura ambiente foi mantida em torno de 22°C ao longo do processo.

A leitura das concentrações dos metais em solução foi realizada por meio de espectrofotômetro de absorção atômica Agilent Technologies 200 Series AA – modelo AA 240 FS (Figura 8), (DPS-UFV).

Os valores de pH de todas as amostras foram lidos em pHmetro Tecnopon MPA 210.



Figura 5 – Agitação das amostras em mesa agitadora orbital TECNAL TE-140.



Figura 6 – Centrifugação das amostras em centrífuga CIENTEC CT 6000.



Figura 7– Filtragem do sobrenadante em papel filtro rápido.



Figura 8 – Espectrofotômetro de absorção atômica utilizado para leitura das concentrações dos metais em solução.

De posse dos resultados dos ensaios de equilíbrio em lote, isotermas de sorção foram ajustadas a fim de determinar a partição do soluto, entre as fases líquida e sólida, em equilíbrio, para as diferentes concentrações de soluto utilizadas. As equações teóricas empregadas para representar os resultados obtidos experimentalmente foram as de Freundlich e Langmuir.

---

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresentam-se os resultados dos ensaios com os solos ARG e AR, os RCD e as misturas dos solos com os RCD: (a) de caracterização geotécnica: curvas de distribuição granulométrica (Figuras 9 a 13), índices de Atterberg, atividade da fração argila, curvas de compactação na energia do Proctor normal (Figuras 14), permeabilidade, e classificação de cada material de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) (Tabela 4); (b) das análises mineralógicas, composição mineralógica e difratogramas da fração argila (Tabela 5 e Figuras 15 a 17); (c) das análises químicas (Tabela 6) e a avaliação dos estágios de intemperização (Tabelas 7 a 9); (d) de equilíbrio em lote, realizados para estimar a intensidade de sorção de chumbo, cádmio, cromo e arsênio em soluções monoespécie, e em combinações de chumbo-cádmio e de cromo-arsênio, por RCD, pelos solos ARG e AR e por misturas com 70 % de solo e 30 % de RCD, em situação de equilíbrio de reação.

### 4.1 Ensaios de caracterização geotécnica

O solo ARG, por apresentar índice de atividade menor que 0,75, denota pouca disponibilidade de carga e sua fração argila é classificada como inativa. O solo AR, com índice de atividade superior a 1,25 pressupõe maior quantidade de carga disponível, sendo sua fração argila classificada como ativa. Tal informação é corroborada pelos valores encontrados para a capacidade de troca catiônica dos solos, apresentados adiante. Verificou-se que a adição de RCD aos solos elevou o índice de atividade destes, sugerindo que os RCD possuem alta disponibilidade de carga e, portanto, alta capacidade de troca catiônica. Contudo, deve-se ter em mente que, para os RCD o valor da CTC foi superestimado devido à metodologia utilizada, visto que os RCD possuem quantidades consideráveis de carbonatos, resultando em consideráveis teores de cálcio que não estão disponíveis no complexo de troca catiônica.

Tabela 4 – Resultados dos ensaios de caracterização geotécnica dos solos, RCD, e misturas de solo e RCD.

	<b>ARG</b>	<b>AR</b>	<b>RCD</b>	<b>70%ARG 30%RCD</b>	<b>70%AR 30%RCD</b>
Pedregulho (%)	-	-	17	-	-
Areia (%)	31	77	73	39	74
Silte (%)	8	19	6	15	24
Argila (%)	61	4	4	46	2
LL (%)	74	24	NP	60	28
LP (%)	36	18	NP	29	19
IP (%)	38	6	NP	31	9
Atividade	0,62	1,5	-	0,67	4,5
$\gamma_s$ (kN/m <sup>3</sup> )	27,34	26,48	28,56	27,45	26,52
$\gamma_{dm\acute{a}x}$ (kN/m <sup>3</sup> )	13,90	17,12	16,24	15,38	16,87
$W_{\acute{o}timo}$ (%)	30,40	15,10	19,80	24,52	16,30
$K_{20}$ (m/s)	1,029E-08	2,313E-07	1,439E-06	2,763E-09	6,445E-08
Classificação	Argila de Alta	Areia	Areia bem	Argila de Alta	Areia
Granulométrica	compressibilidade	siltosa	graduada	compressibilidade	argilosa
SUCS	CH	SM	SW	CH	SC

LL - limite de liquidez; LP - limite de plasticidade; IP - Índice de plasticidade;  $\gamma_s$  - peso específico dos sólidos;  $\gamma_{dm\acute{a}x}$  - peso específico máximo do solo seco;  $W_{\acute{o}timo}$  - teor de umidade ótimo;  $K_{20}$  - coeficiente de permeabilidade a 20°C; NP - não prático; CH - argila de alta compressibilidade; SM - areia siltosa; SW - areia bem graduada; SC - areia argilosa.

A redução do coeficiente de permeabilidade dos solos em uma ordem de grandeza, aproximadamente, quando misturados aos RCD pode ser um indicativo de atividade pozolânica. As pozolanas, constituídas por sílica e alumina, em presença de água, se combinam com o hidróxido de cálcio e os diferentes componentes do cimento presente nos RCD, formando compostos estáveis em água, com propriedades aglomerantes (LEITE e MOLIN, 2002). Tal propriedade dificulta a percolação das soluções contaminantes nos solos, e conseqüentemente, reduz a possibilidade de contaminação da água subterrânea.

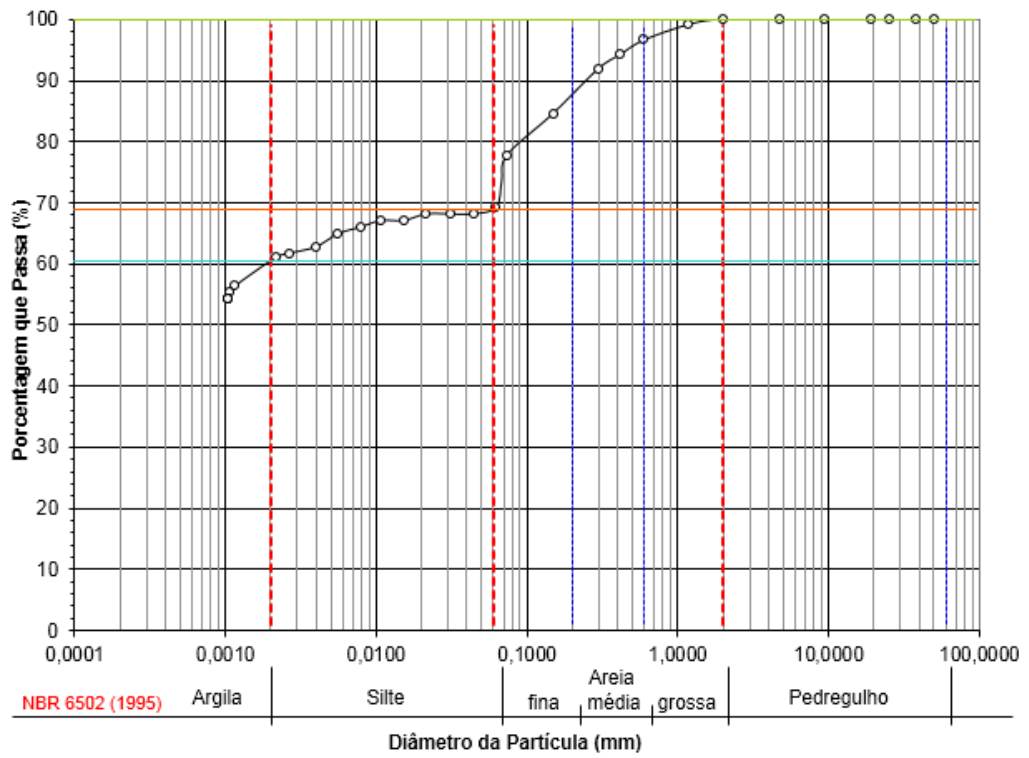


Figura 9 – Curva granulométrica conjunta - Solo ARG.

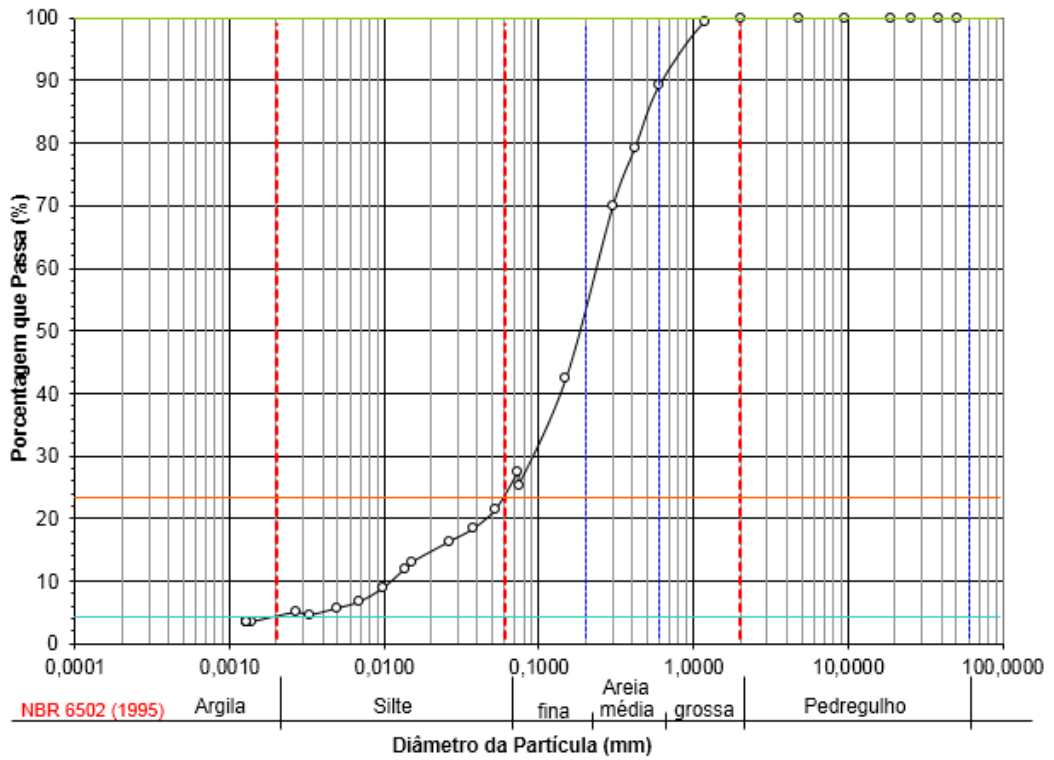


Figura 10 – Curva granulométrica conjunta - Solo AR.

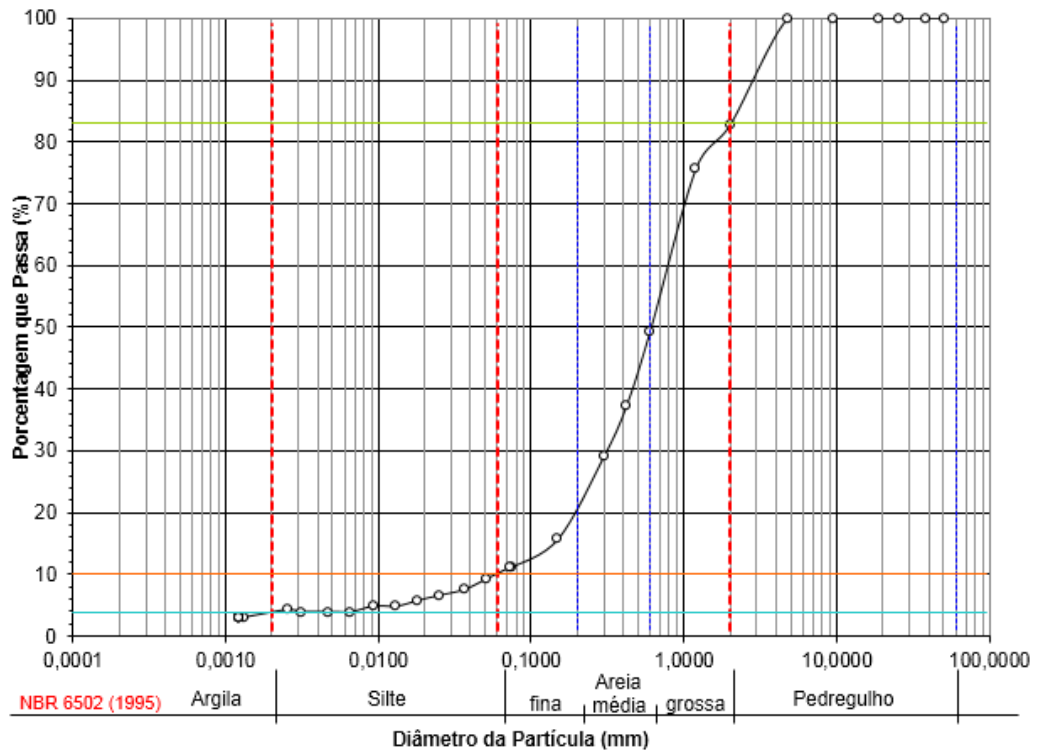


Figura 11 – Curva granulométrica conjunta - RCD.

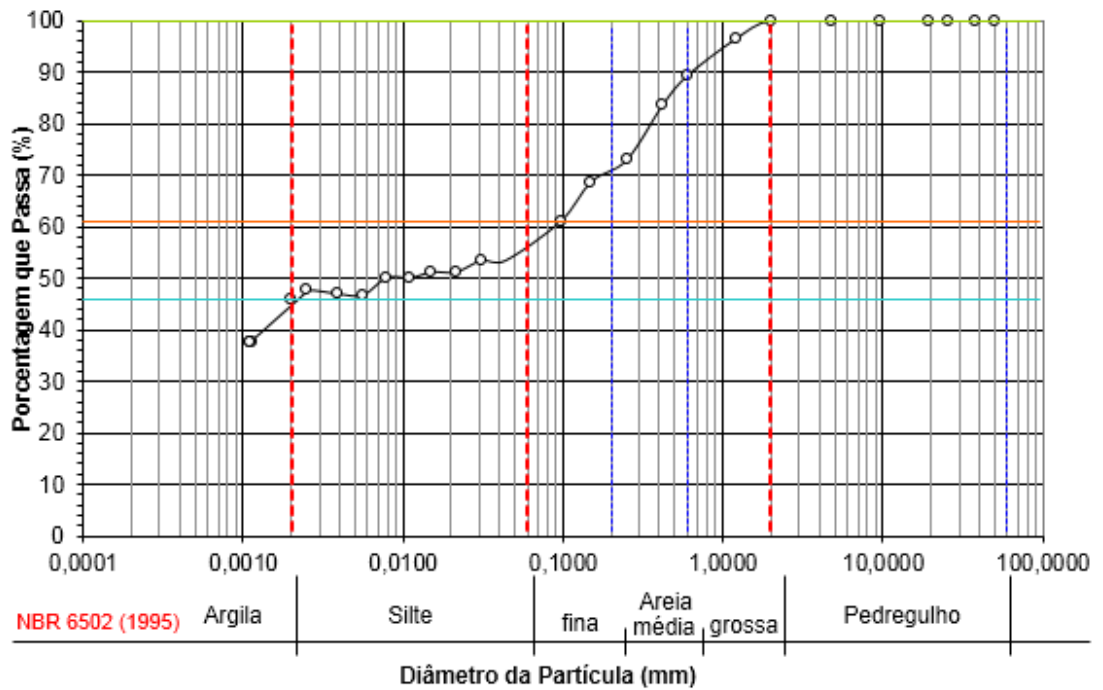


Figura 12 – Curva granulométrica conjunta - 70%ARG:30%RCD.

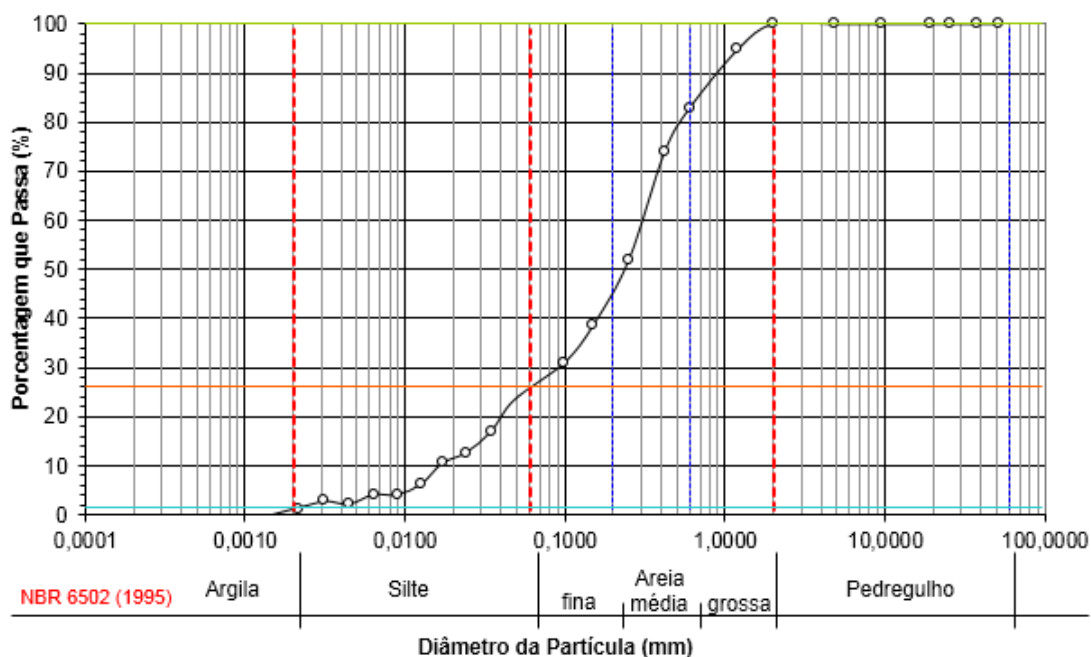


Figura 13 – Curva granulométrica conjunta - 70%AR:30%RCD.

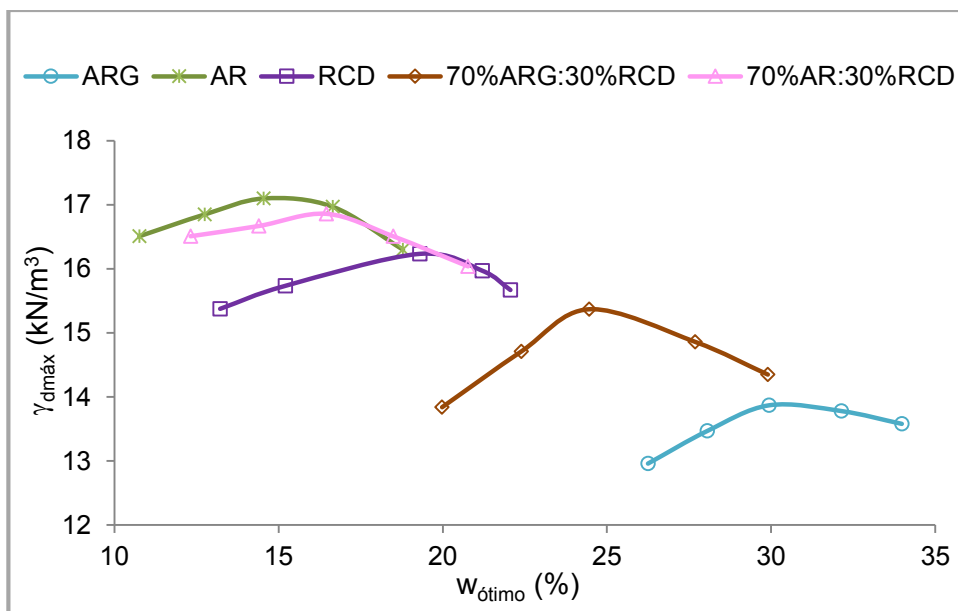


Figura 14 – Curvas de compactação na energia do Proctor normal dos solos ARG e AR, dos RCD e das misturas 70%ARG:30%RCD e 70%AR:30%RCD.

Solos com textura mais grosseira apresentam pesos específicos secos máximos maiores para teores de umidade menores, enquanto que solos mais finos têm pesos específicos secos máximos menores com maiores teores de umidade. No caso dos RCD, seu peso específico seco máximo situa-se entre os máximos daqueles encontrados para os dois solos, embora mais próximo daquele do solo AR, já que os dois materiais apresentam granulometrias semelhantes: valores muito próximos de fração areia e igual fração argila. Em relação às misturas, como a proporção de RCD é a mesma para ambas,

aquela formada com o solo AR (70%AR:30%RCD) apresenta, conseqüentemente, maior peso específico seco máximo, já que possui maior fração areia do que o material 70%ARG:30%RCD.

## 4.2 Análises mineralógicas

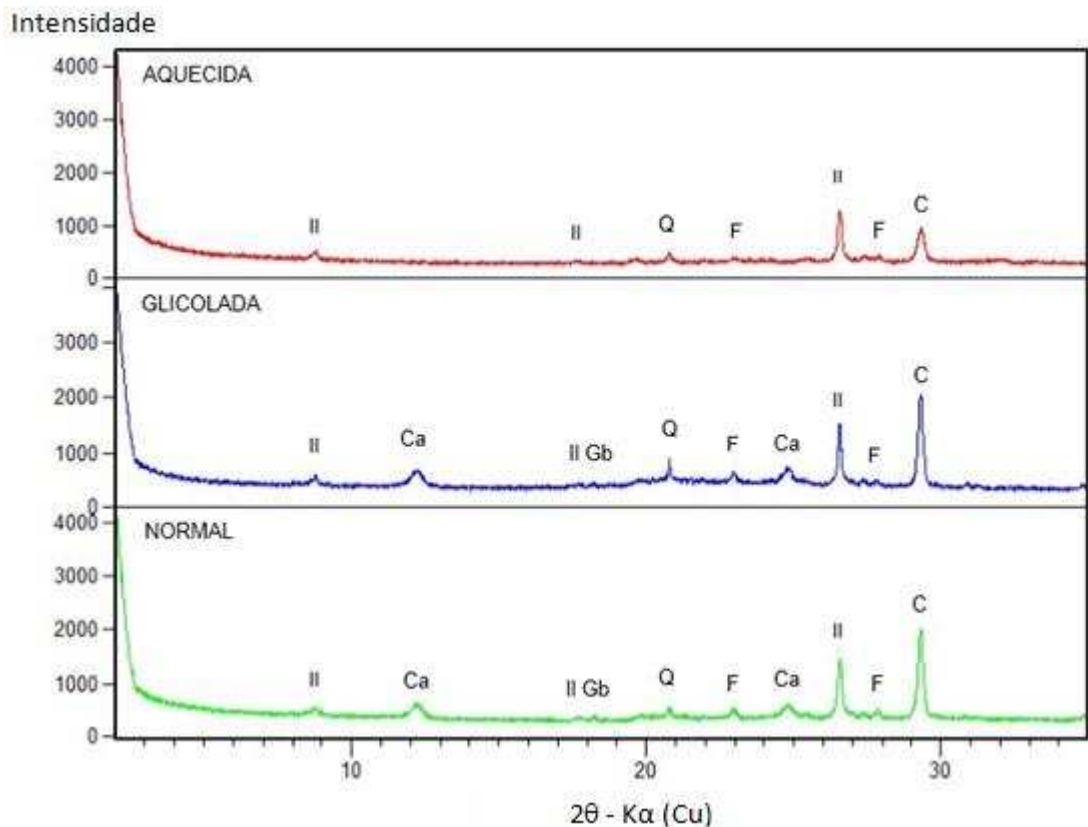
De acordo com a composição mineralógica apresentada na Tabela 5 e no difratograma da Figura 17, o RCD é o único que apresenta minerais primários, quartzo, feldspato e calcita em sua fração argila. Isto porque nos RCD, a fração argila tem origem no processo mecânico de britagem, quando da reciclagem dos resíduos, enquanto que nos solos, esta fração é formada por argilominerais que sofreram alterações químicas devido à ação do intemperismo.

Tabela 5 – Composição mineralógica dos solos ARG e AR e dos RCD.

	<b>ARG</b>	<b>AR</b>	<b>RCD</b>
Fração Argila	Caulinita	Caulinita	Calcita
	Gibbsita	Ilita - Esmectita	Caulinita
	Goethita	Ilita	Feldspato
	Hematita	Gibbsita	Gibbsita
		Goethita	Ilita
		Hematita	Quartzo

A caulinita, por apresentar baixa capacidade de troca catiônica e conseqüente baixa retenção de íons metálicos, e por ser um argilomineral 1:1, com camadas mais firmemente presas, apresenta menos substituições de Al e Si por outros íons do que a ilita, este um argilomineral 2:1. Com base na mineralogia, deduz-se que o solo AR e os RCD apresentam maior CTC do que o solo ARG, o que condiz com os resultados das análises químicas. Contudo, a mineralogia ao explicitar a presença de carbonatos nos RCD sugere que parte da CTC desse material se deve a presença de teores de cálcio que não estão disponíveis no complexo de troca catiônica.





II - Illita; Q - Quartzo; F - Feldspato; C - Calcita; Ca - Caulinita; Gb - Gibbsita.

Figura 17 – Difratoograma da fração argila - RCD.

### 4.3 Análises químicas e físico-químicas

As análises de pH em água (H<sub>2</sub>O) e em cloreto de potássio (KCl) possibilitam calcular o ΔpH do solo segundo a equação  $\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ , (MEKARU & UEHARA, 1972). O balanço de cargas elétricas no solo tem correlação direta com o ΔpH. Quando o ΔpH é negativo ocorre predominância de cargas negativas, e nesse caso o solo retém mais cátions do que ânions. Ao contrário, quando ΔpH é positivo predominam cargas positivas e o solo retém mais ânions do que cátions. Para valores iguais de pH<sub>KCl</sub> e pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub>, o balanço de cargas é nulo e o solo retém cátions e ânions na mesma proporção.

Com base nos resultados de pH em água (H<sub>2</sub>O) e em cloreto de potássio (KCl) calcula-se também o ponto de carga zero (PCZ), segundo a equação  $\text{PCZ} = 2\text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ , (KENG & UEHARA, 1974). Este parâmetro indica o valor de pH no qual o material apresenta carga eletricamente nula em sua superfície. Quando o pH da solução é menor que o pH<sub>PCZ</sub> do material sólido a superfície deste ficará positivamente carregada, se o pH da solução for maior que o pH<sub>PCZ</sub> do material sólido a superfície deste ficará negativamente carregada.

Tabela 6 – Resultado das análises químicas dos solos e dos RCD.

	ARG	AR	RCD
pH H <sub>2</sub> O	5,28	5,78	8,80
pH KCl	5,37	4,57	9,08
P (mg/dm <sup>3</sup> )	0,4	0,8	0,7
K (mg/dm <sup>3</sup> )	15	47	190
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,29	0,80	10,67
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,05	0,16	0,19
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,00	1,30	0,00
H+Al (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	1,3	1,7	0,00
SB (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,38	1,08	11,35
CTC <sub>t</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,38	2,38	11,35
CTC <sub>T</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	1,68	2,78	11,35
V (%)	22,6	38,8	100,0
m (%)	0,0	54,6	0,0
MO (dag/kg)	0,38	0,13	0,38
P-rem (mg/L)	4,7	33,5	10,2
Cu (mg/dm <sup>3</sup> )	0,71	0,36	0,40
Mn (mg/dm <sup>3</sup> )	7,7	17,5	22,8
Fe (mg/dm <sup>3</sup> )	60,4	21,9	0,3
Zn (mg/dm <sup>3</sup> )	3,02	7,20	1,52
Cr (mg/dm <sup>3</sup> )	0,00	0,00	0,29
Ni (mg/dm <sup>3</sup> )	0,19	0,24	0,98
Cd (mg/dm <sup>3</sup> )	0,23	0,23	0,70
Pb (mg/dm <sup>3</sup> )	0,67	0,04	0,08

SB – soma de bases trocáveis; CTC<sub>t</sub> – capacidade de troca catiônica efetiva; CTC<sub>T</sub> – capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V – índice de saturação por bases; m – índice de saturação por alumínio; MO – matéria orgânica; P-rem – fósforo remanescente.

A soma de bases (SB), dada pelo somatório das bases trocáveis (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>), é utilizada para calcular as capacidades de troca catiônica efetiva e potencial, o índice de saturação por bases (V), e o índice de saturação por Al<sup>3+</sup> (m). A soma de bases indica o número de cargas negativas dos coloides do solo que está ocupado pelos cátions básicos trocáveis.

A CTC representa a medida do poder de adsorção e troca de cátions do solo, varia em função do pH do solo, em decorrência da existência de cargas dependentes de pH. Por isso, são realizadas duas medidas: ao pH natural do solo, denominada capacidade de troca catiônica efetiva (CTC<sub>t</sub>=SB+Al<sup>3+</sup>) e a pH 7,0 denominada capacidade de troca catiônica potencial (CTC<sub>T</sub>=SB+(H+Al<sup>3+</sup>)). Visto que, em solos ácidos, o número de cargas negativas aumenta com o

aumento do pH, a capacidade de troca catiônica potencial é sempre maior ou igual à efetiva. Os RCD apresentam capacidades de troca catiônica efetiva e potencial elevadas quando comparados aos solos ARG e AR. Contudo, visto que os RCD possuem quantidades consideráveis de carbonatos, pressupõe-se que o valor da CTC foi superestimado devido à metodologia de análise utilizada, comprometendo a quantificação da CTC e do  $\text{Ca}^{2+}$ , pois parte do cálcio quantificado não se encontra disponível no complexo de troca.

O índice de saturação por bases representa a participação das bases trocáveis em relação ao total de cargas no complexo. Num solo que apresenta baixo índice de saturação por bases existe maior adsorção de  $\text{Al}^{3+}$  e  $\text{H}^+$  e quantidades menores dos cátions básicos  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  adsorvidos aos coloides do solo. Desse modo, por sua composição, esperava-se para os RCD um índice de saturação por bases em torno de 100 %, conforme obtido.

A matéria orgânica (MO) influi fortemente na capacidade sortiva do solo. Embora, geralmente, represente menos de 5% dos componentes sólidos, é responsável por cerca de 30 a 65% da CTC dos solos argilosos e mais de 50% da CTC de solos arenosos e solos orgânicos, sendo de grande importância na retenção de metais no solo (McLELLAN & ROCK, 1988; MEURER, 2006).

Tabela 7 – Ataque sulfúrico dos solos e dos RCD.

	<b>ARG</b>	<b>AR</b>	<b>RCD</b>
$\text{Al}_2\text{O}_3$ (%)	24,58	11,26	3,88
$\text{SiO}_2$ (%)	27,81	22,72	8,52
$\text{Fe}_2\text{O}_3$ (%)	13,28	2,74	2,32
MnO (%)	0,00	0,00	0,00
$\text{TiO}_2$ (%)	0,91	0,17	0,16
$\text{P}_2\text{O}_5$ (%)	0,00	0,00	0,00

O ataque sulfúrico consiste na solubilização de amostras de solo (fração argila) com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  1:1, para determinar as relações moleculares ( $K_i$  e  $K_r$ ). Esse mecanismo permite a avaliação dos estágios de intemperização dos solos, uma vez que o extrato sulfúrico produzido pressupõe a dissolução somente de minerais secundários. Com isso, os percentuais de Fe, Al, Si e Ti são próximos aos da fração coloidal do solo (EMBRAPA, 2011).

Após o ataque sulfúrico, o valor de  $K_i$  é calculado em função dos valores expressos em % de  $\text{SiO}_2$  e  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , divididos pelos seus respectivos pesos

moleculares. O valor de Kr é calculado da mesma forma que o de Ki, porém considera a relação entre % de SiO<sub>2</sub> e Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (EMBRAPA, 2011).

Tabela 8 – Valores de Ki e Kr dos solos ARG e AR.

	<b>ARG</b>	<b>AR</b>
Ki	1,92	3,43
Kr	1,43	2,97

O índice Ki mede o grau de intemperismo de um solo e, de acordo com Ker (1997), um valor inferior a 2,2 indica solo em estágio avançado de intemperismo. Entre os solos analisados, o ARG apresenta-se bastante intemperizado.

Um valor de Kr menor do que o de Ki indica a presença de óxidos de ferro (Tabela 7). Portanto, quanto maior a diferença entre Ki e Kr maior deve ser a capacidade de sorção de ânions, na faixa normal de pH do solo, visto que nessas condições os óxidos apresentam carga positiva e os silicatos carga negativa.

Tabela 9 – Ferro extraível dos solos e dos RCD.

	<b>ARG</b>	<b>AR</b>	<b>RCD</b>	<b>Extrator</b>
Fe (%)	3,97	0,34	0,86	Ditionito de Sódio
Fe (%)	0,66	0,21	0,65	Oxalato de Amônio

O ataque sulfúrico atua tanto nos óxidos quanto nos minerais silicatados que contêm ferro em sua estrutura cristalina (ESPÍRITO SANTO, 1988). Logo, o ataque sulfúrico explicita o teor de Fe total presente na fração argila das amostras que, como se esperava, é maior no solo ARG. Já a extração de ferro com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio dissolve os óxidos de ferro com estrutura cristalina definida, como hematita e goethita. A extração de formas de óxidos de ferro amorfas, como a ferridrita é realizada usando-se o oxalato ácido de amônio.

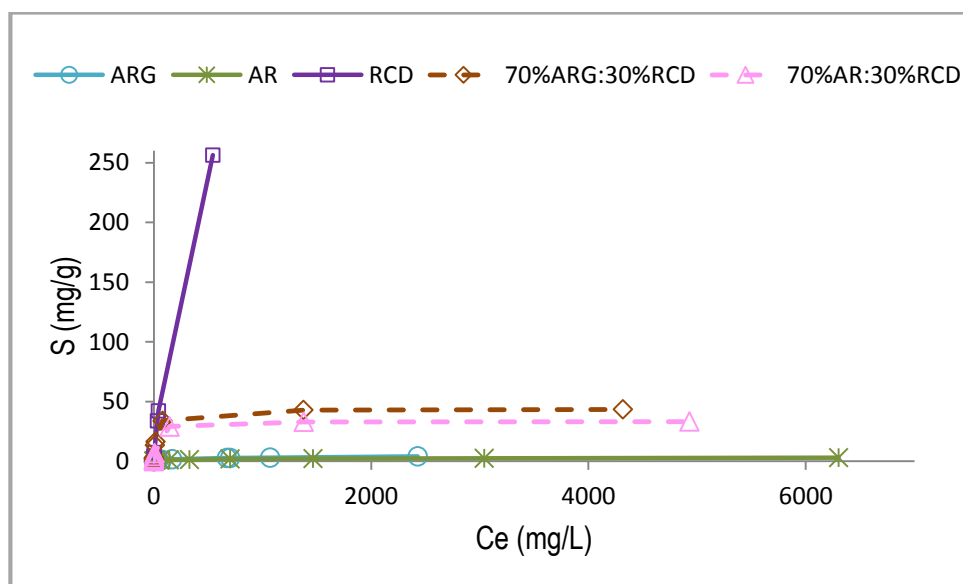
#### **4.4 Ensaios de equilíbrio em lote**

Curvas teóricas de sorção de Freundlich e de Langmuir foram utilizadas para ajustar os pares de pontos obtidos experimentalmente, concentração de equilíbrio do soluto na solução (C<sub>e</sub>) *versus* massa de soluto sorvida por massa

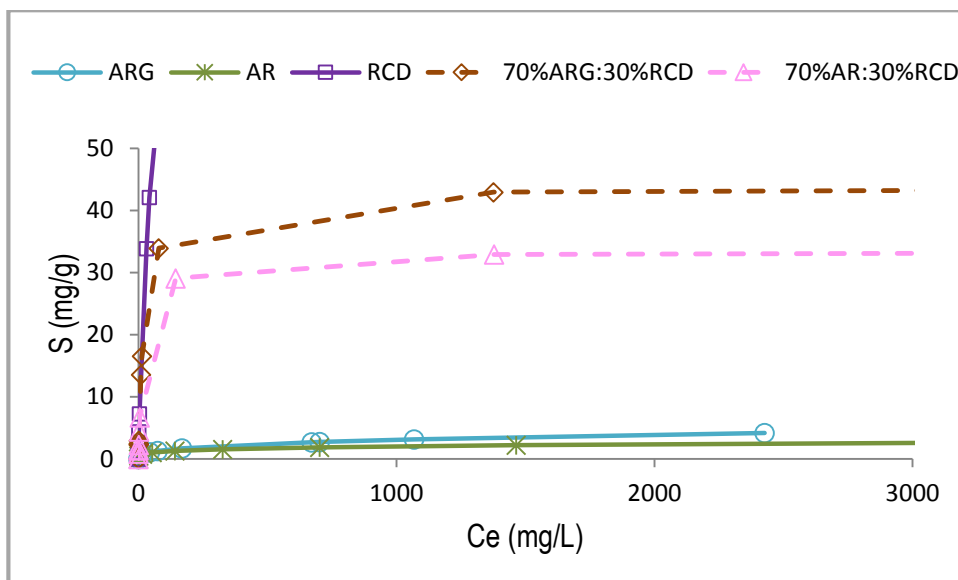
de solo (S), em ensaios realizados com soluções monoespécie (Figuras 18 a 26) e multiespécies (Figuras 27 a 30).

Para os resultados em análise nos subitens *a*, *b*, *c* e *d* as isotermas de Freundlich e de Langmuir estão representadas, respectivamente, por linhas contínuas e tracejadas. Nos subitens *c*, *d* e *e* circunferências foram utilizadas quando nenhuma das isotermas supracitadas ajustou-se bem aos pontos de laboratório e optou-se por traçá-los.

a) *Sorção do mesmo elemento químico pelos diferentes sorventes - Soluções monoespécie:*



(a)



(b)

Figura 18 – Sorção de chumbo pelos diferentes sorventes.  
(a) escala conforme dados obtidos em laboratório, (b) zoom.

A sequência de sorção observada para o chumbo frente aos sorventes em estudo foi: RCD > 70%ARG:30%RCD > 70%AR:30%RCD > ARG > AR, com uma diferença significativa da capacidade de retenção deste elemento pelos RCD em relação aos demais sorventes (Figura 18).

O modelo de Freundlich ajustou-se melhor aos resultados experimentais obtidos com os solos ARG e AR, e com os RCD; os resultados dos ensaios com as misturas foram melhor representados pela isoterma de Langmuir.

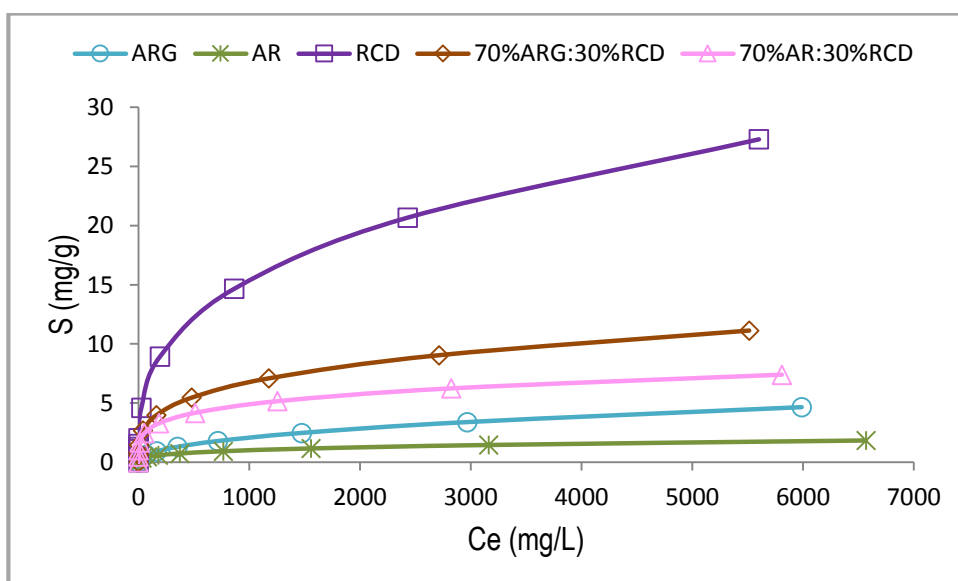


Figura 19 – Sorção de cádmio pelos diferentes sorventes.

A sequência de sorção verificada para o cádmio foi: RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR. A isoterma de Freundlich ajustou-se melhor aos dados experimentais obtidos para todos os sorventes em estudo (Figura 19).

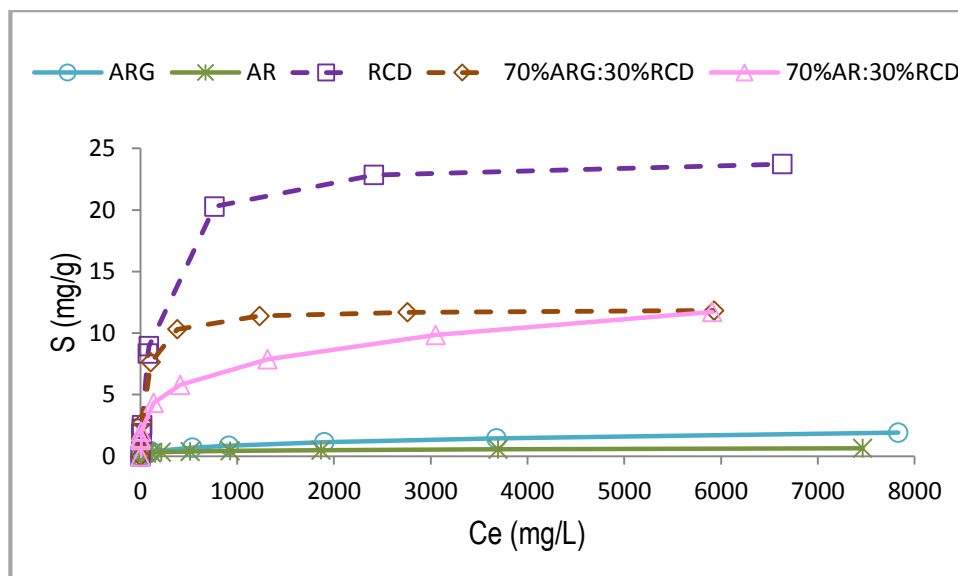


Figura 20 – Sorção de cromo pelos diferentes sorventes.

Para concentrações de equilíbrio inferiores a 6000 mg/L a sequência de sorção do cromo foi RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR. Para a concentração de 6000 mg/L, a sorção das duas misturas de solos e RCD foi aproximadamente a mesma (Figura 20).

Melhores ajustes foram alcançados com a isoterma de Freundlich para os solos ARG e AR e a mistura 70%AR:30%RCD, e com o modelo de Langmuir para os RCD e a mistura 70%ARG:30%RCD.

Para os ensaios realizado com  $\text{Cr}^{3+}$ , tendo-se como sorventes os solos ARG e AR e os RCD, obteve-se uma concentração de equilíbrio superior a 6400 mg/L, fato decorrente de erro de leitura sistemático, devido às diluições necessárias à leitura das concentrações das soluções no espectrofotômetro de absorção atômica.

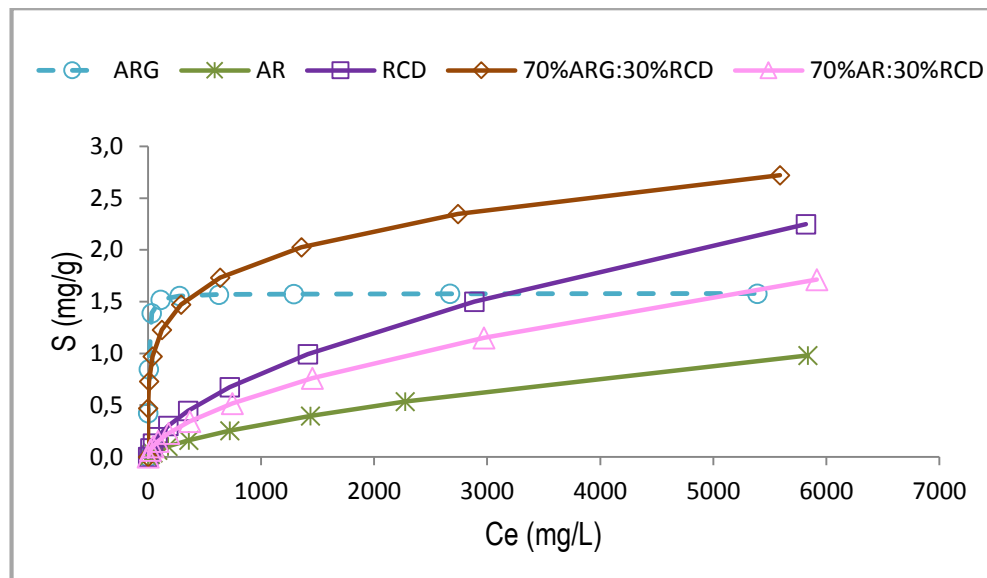


Figura 21 – Sorção de arsênio pelos diferentes sorventes.

Para o arsênio, a sequência de sorção variou com o aumento da concentração de equilíbrio (Figura 21):

- $C_e \leq 400$  mg/L: ARG>70%ARG:30%RCD>RCD>70%AR:30%RCD>AR;
- $400$  mg/L <  $C_e \leq 3200$  mg/L: 70%ARG:30%RCD>ARG>RCD>70%AR:30%RCD>AR;
- $3200$  mg/L <  $C_e \leq 5200$  mg/L: 70%ARG:30%RCD>RCD>ARG>70%AR:30%RCD>AR;
- $C_e > 5200$  mg/L: 70%ARG:30%RCD>RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR.

A isoterma de Freundlich ajustou-se melhor aos resultados dos ensaios com todos os sorventes, à exceção do solo ARG cujos pontos experimentais foram mais bem representados pela isoterma de Langmuir.

Por ser o  $As^{5+}$  um oxianion fortemente adsorvido a óxidos metálicos, e que associado ao Fe forma precipitados relativamente insolúveis, os resultados obtidos com o ataque sulfúrico (Tabela 7) justificam sua maior sorção pelo solo ARG e pela mistura contendo 70%ARG:30%RCD, visto que o solo ARG é, entre os sorventes em questão, o que apresenta maior teor de óxidos metálicos, principalmente óxidos de ferro.

Para o  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Cr^{3+}$  a sequência de sorção majoritariamente observada foi RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR. A adição de RCD aos solos aumentou consideravelmente a capacidade sorviva destes, principalmente em relação ao  $Pb^{2+}$ . De modo geral, a maior sorção de chumbo, cádmio e cromo pelos resíduos de construção e pelas misturas está relacionada à elevação do pH proporcionada pelos resíduos, contribuindo para

a redução da mobilidade dos metais. No caso do  $\text{Cd}^{2+}$  ocorre, ainda, a formação de precipitados insolúveis com carbonatos.

Entre os solos analisados, o ARG apresentou maior capacidade de sorção que o AR, independente do cátion considerado. Isto, porque o solo ARG possui maior teor de matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio, assim o solo ARG sorve mais os metais. Segundo Matos (1995), a matéria orgânica, mesmo em pequenas quantidades, é de grande importância na retenção de metais e, além de agir diretamente na retenção dos metais contribui para um aumento da CTC do solo, caso ânions orgânicos venham a se ligar aos minerais e óxidos da fração argila. Tais ligações propiciam a criação de maior densidade de cargas negativas no solo, proporcionando, com isso, maior adsorção de cátions.

A precipitação dos cátions é um importante mecanismo de redução da mobilidade de metais pesados, pois estes sob condições de pH elevado podem precipitar na forma de hidróxidos ou sais diversos. Entre os ânions mais comuns que formam compostos com os metais pesados está o carbonato (MATOS, 1995). Visto serem os RCD ricos em calcita, este material e a sua adição aos solos colocam à disposição grande quantidade desses ânions e, assim, a possibilidade de retenção dos metais, por precipitação, torna-se significativa. Diante disso, é possível afirmar que o  $\text{Pb}^{2+}$  precipitou na presença de RCD. É provável que também tenha ocorrido precipitação de  $\text{Cd}^{2+}$  e  $\text{Cr}^{3+}$ , pois a adição de RCD aos solos funciona como uma calagem, criando sítios de troca que proporcionam maior adsorção do metal ao complexo de troca e, com a elevação do pH, a precipitação do metal.

*b) Sorção dos diferentes elementos químicos por um mesmo sorvente - Soluções monoespécie:*

Nas Figuras 22 a 26 estão agrupadas as isotermas de sorção do  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$ , e na Tabela 10 encontram-se as ordens preferenciais de sorção ou séries liotrópicas dos referidos metais, para um mesmo sorvente.

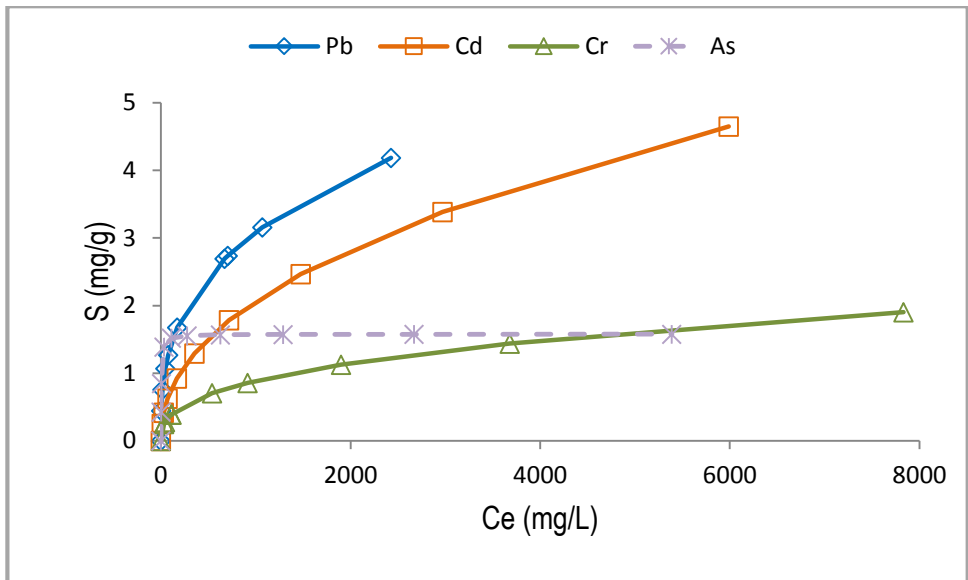


Figura 22 – Sorção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  - Solo ARG.

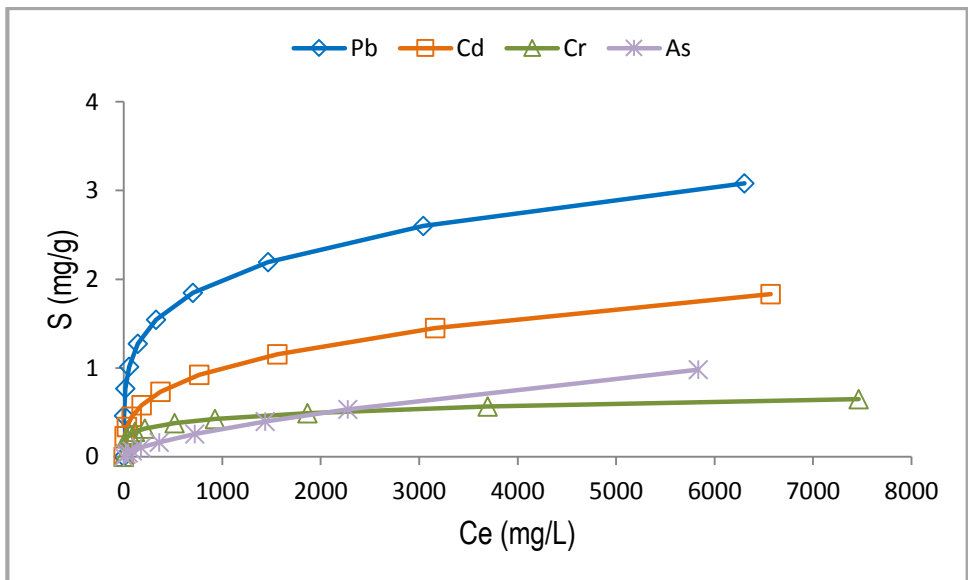


Figura 23 – Sorção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  - Solo AR.

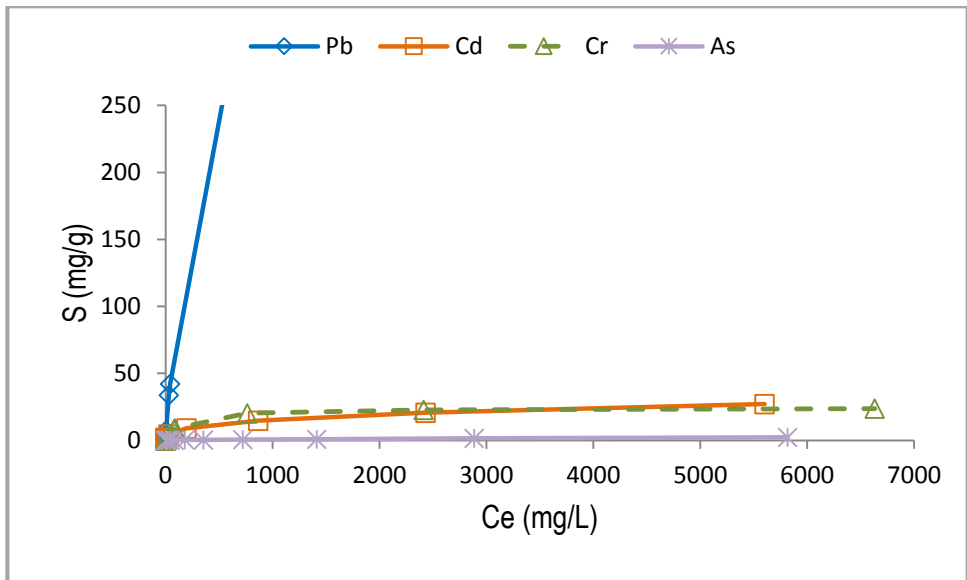


Figura 24 – Sorção de Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Cr<sup>3+</sup> e As<sup>5+</sup> - RCD.

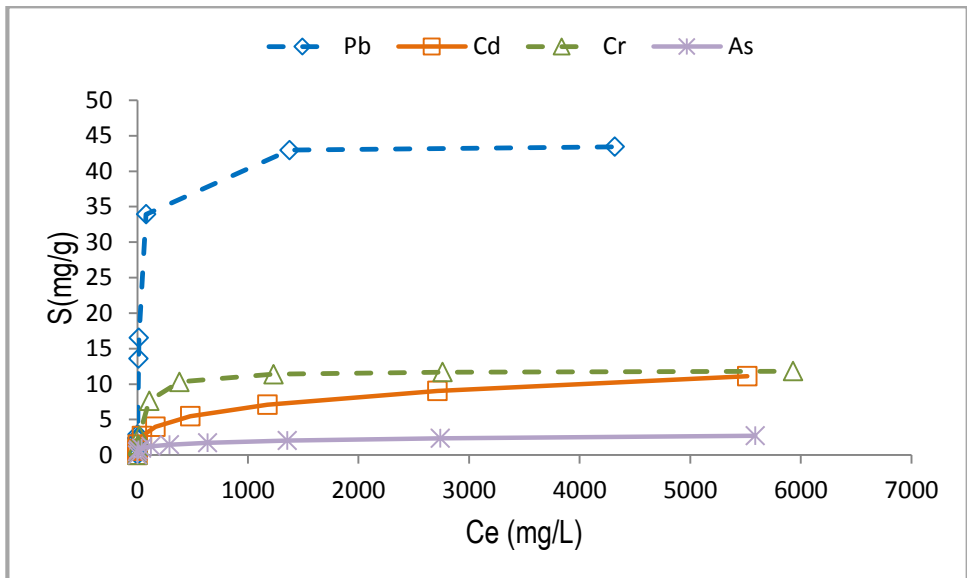


Figura 25 – Sorção de Pb<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Cr<sup>3+</sup> e As<sup>5+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

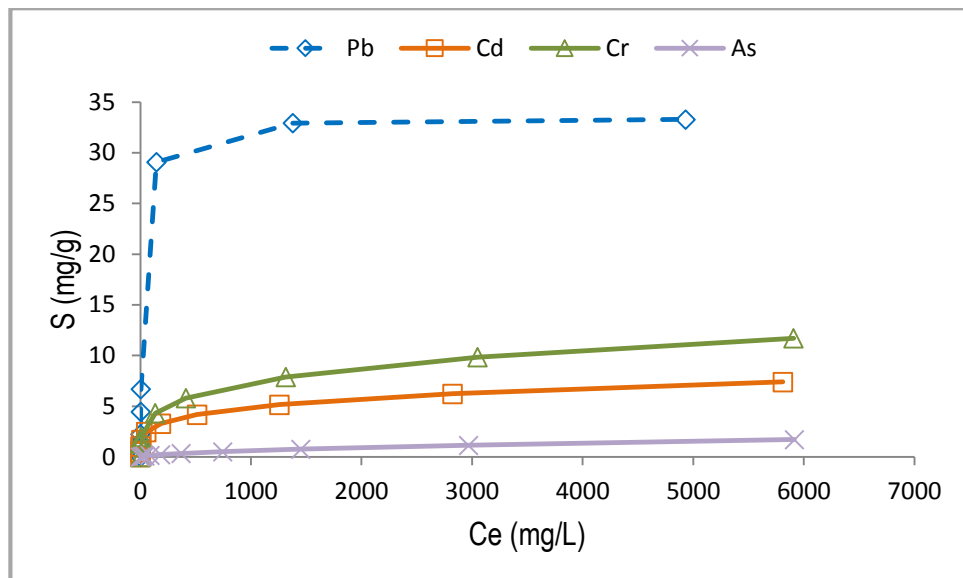


Figura 26 – Sorção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  - 70%AR:30%RCD.

Tabela 10 – Séries liotrópicas para cada sorvente.

Sorvente	Série Liotrópica
ARG	$Pb^{2+}>Cd^{2+}>As^{5+}>Cr^{3+}$ para $Ce \leq 5000$ mg/L $Pb^{2+}>Cd^{2+}>Cr^{3+}>As^{5+}$ para $Ce > 5000$ mg/L
AR	$Pb^{2+}>Cd^{2+}>Cr^{3+}>As^{5+}$ para $Ce \leq 2000$ mg/L $Pb^{2+}>Cd^{2+}>As^{5+}>Cr^{3+}$ para $Ce > 2000$ mg/L
RCD	$Pb^{2+}>Cr^{3+}>Cd^{2+}>As^{5+}$ para $Ce \leq 3600$ mg/L $Pb^{2+}>Cd^{2+}>Cr^{3+}>As^{5+}$ para $Ce > 3600$ mg/L
70%ARG:30%RCD	$Pb^{2+}>Cr^{3+}>Cd^{2+}>As^{5+}$
70%AR:30%RCD	$Pb^{2+}>Cr^{3+}>Cd^{2+}>As^{5+}$

A capacidade de retenção dos metais engloba atributos físico-químicos e está relacionada com o seu potencial iônico (razão do número de oxidação pelo raio iônico). Elementos com baixo potencial iônico são geralmente móveis, elementos com elevado potencial iônico são geralmente móveis na forma de oxianions ( $AsO_4^{3-}$ ) e tendem a formar ligações covalentes em vez de ligações iônicas. Elementos com potencial iônico intermediário possuem a tendência de serem fortemente adsorvidos ou hidrolisados e exibem baixa solubilidade, sendo, portanto, praticamente imóveis (ALLEONI *et al.*, 2005).

A valência e o tamanho do raio iônico hidratado dos íons são de extrema importância na sorção destes. Para íons de mesma valência, a preferência de adsorção relaciona-se com o tamanho do raio iônico hidratado. Quanto menor for o íon, maior será o seu raio iônico hidratado. Um íon com raio iônico hidratado grande é retido com menor intensidade, enquanto um com raio iônico

hidratado pequeno aproxima-se mais da superfície do sorvente e, assim, a atração coulômbica é maior (CAMARGO *et al.*, 2001).

Os raios iônicos do  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  são, respectivamente, 1,19 e 0,95 angstroms (MUNDIM & SUAREZ, 2008), e, portanto, o raio iônico hidratado do  $Pb^{2+}$  é menor que o do  $Cd^{2+}$ , o que proporciona a maior sorção do  $Pb^{2+}$  em relação ao  $Cd^{2+}$ . Da mesma forma, o raio iônico do  $Cr^{3+}$  e do  $As^{5+}$  são, respectivamente, 0,61 e 0,46 angstroms (MUNDIM & SUAREZ, 2008), e o raio iônico hidratado do  $Cr^{3+}$  é menor que o do  $As^{5+}$ . Assim, a série liotrópica esperada para os metais em estudo seria  $Pb^{2+} > Cd^{2+} > Cr^{3+} > As^{5+}$ , o que de fato foi verificado com o solo ARG, para concentrações de equilíbrio acima de 5000 mg/L (Figura 22), para o solo AR, para concentrações até 2000 mg/L (Figura 23), e para os RCD, para concentrações acima de 3600 mg/L (Figura 24).

Ressalta-se, porém, que a série liotrópica esperada pode sofrer modificações devido à mineralogia do sorvente, a concentração do metal em solução e outros, sendo isto o que ocorre nos demais casos.

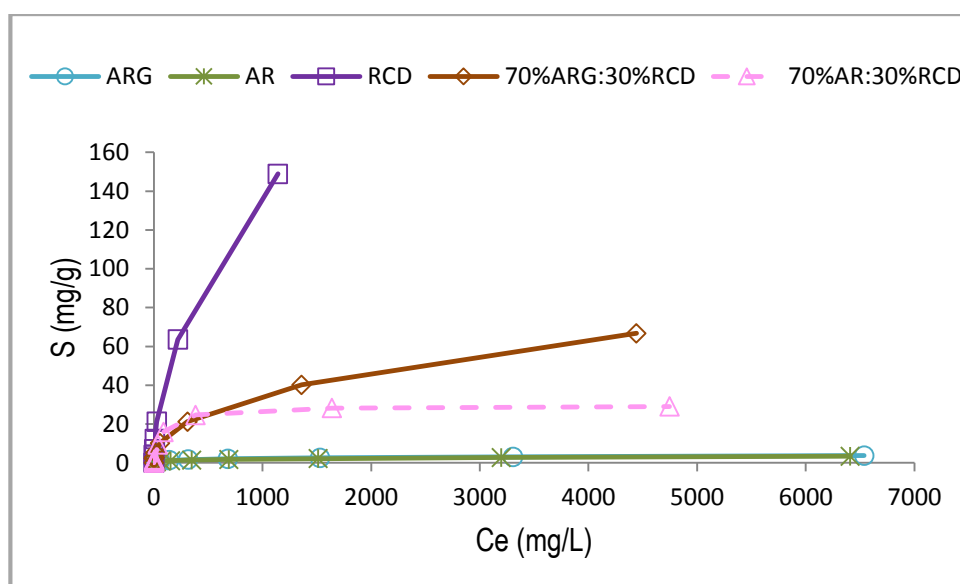
Em se tratando do solo ARG, a maior sorção de  $As^{5+}$  em relação à de  $Cr^{3+}$ , para concentrações até 5000 mg/L, ocorre tendo-se em vista a forte adsorção do  $As^{5+}$  a óxidos metálicos e a formação de precipitados relativamente insolúveis quando associado ao Fe. A mesma explicação cabe para a série liotrópica relacionada ao solo AR, para concentrações de equilíbrio maiores do que 2000 mg/L. Destaca-se que, de modo geral, íons com maior valência têm maior força de deslocamento, exceção feita ao  $H^+$  (CAMARGO *et al.*, 2001). Com isso, em grandes concentrações, o  $As^{5+}$  pode ser mais sorvido que o  $Cr^{3+}$ , como ocorreu nos dois casos.

A preferência de sorção apresentada pelos RCD, para valores de concentração de equilíbrio menores ou iguais a 3600 mg/L, é idêntica às exibidas pelas misturas 70%ARG:30%RCD e 70%AR:30%RCD (Figuras 24, 25 e 26). Esta sequência é influenciada pela maior valência do  $Cr^{3+}$  em relação à do  $Cd^{2+}$  e por ser o cromo fortemente adsorvido a óxidos metálicos e à argila, gibsitita, goethita e hematita, enquanto o cádmio é apenas moderadamente adsorvido a esses materiais (MEURER, 2006).

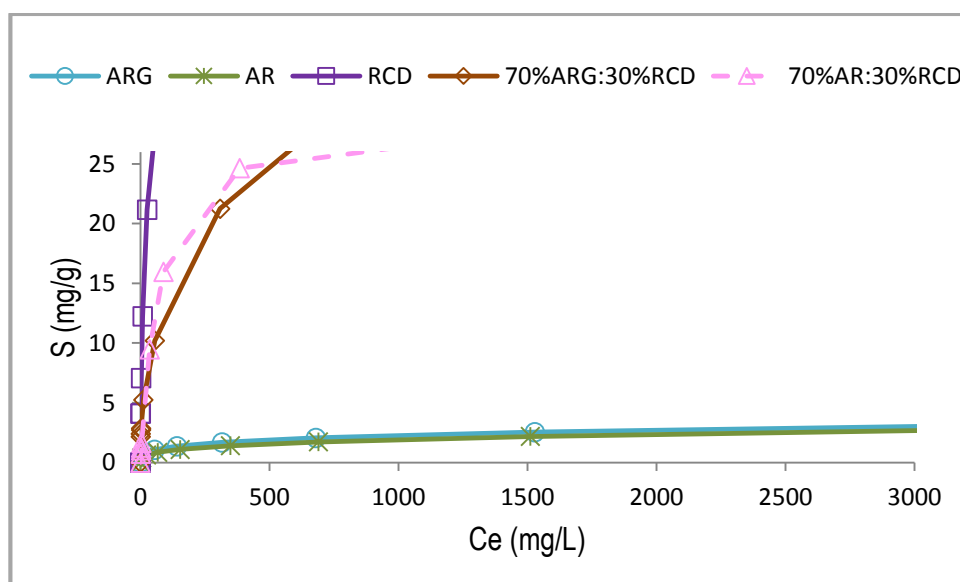
Devido ao pH elevado dos RCD, provavelmente houve precipitação do chumbo. Entretanto, para comprovação faz-se necessário um estudo do coeficiente de solubilidade deste elemento, não abordado nesse trabalho.

Para os ensaios realizado com  $\text{Cr}^{3+}$  tendo-se como sorvente o solo ARG, o solo AR e os RCD obteve-se concentração de equilíbrio superior a 6400 mg/L, fato decorrente de erro de leitura sistemático, devido às diluições necessárias à leitura das concentrações das soluções no espectrofotômetro de absorção atômica.

c) Sorção do mesmo elemento químico pelos diferentes sorventes - Soluções multiespécie  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$ :



(a)



(b)

Figura 27 – Sorção de chumbo pelos diferentes sorventes - Soluções  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$ . (a) escala conforme dados obtidos em laboratório, (b) zoom.

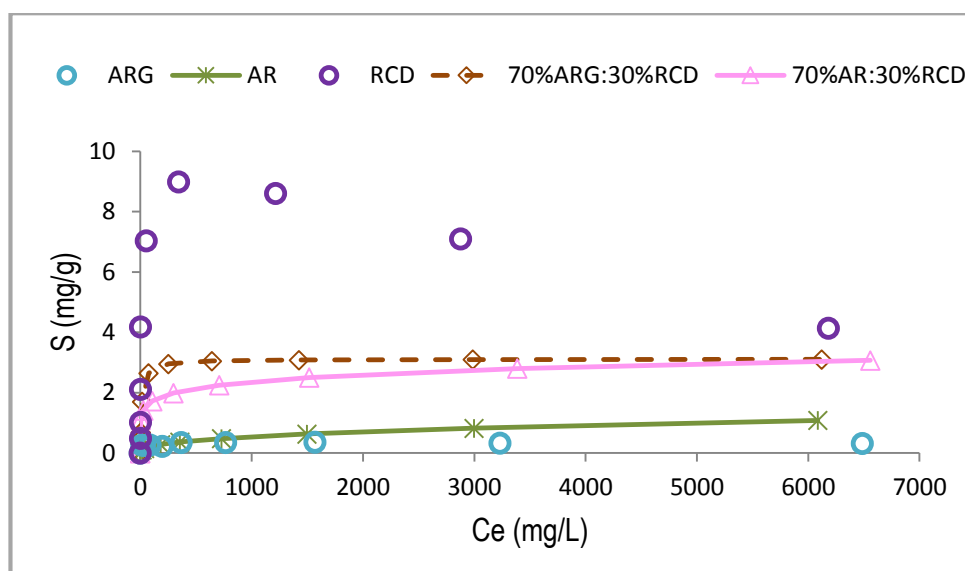


Figura 28 – Sorção de cádmio pelos diferentes sorventes - Soluções  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$ .

Na Tabela 11 encontram-se as sequências de sorção do chumbo e do cádmio, quando ambos estão em competição, pelos diferentes sorventes:

Tabela 11 – Sequência de preferência dos sorventes – Soluções  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$ .

Elemento	Série
$Pb^{2+}$	RCD>70%AR:30%RCD>70%ARG:30%RCD>ARG>AR para $C_e \leq 500$ mg/L RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR para $C_e > 500$ mg/L
$Cd^{2+}$	RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR para $C_e \leq 400$ mg/L RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>AR>ARG para $C_e > 400$ mg/L

Para concentrações de equilíbrio menores ou iguais a 500 mg/L o chumbo, em competição com o cádmio, teve sua preferência de sorção alterada em relação ao ensaio monoespécie. Isto se justifica porque para as concentrações iniciais ( $C_0$ ) o pH das soluções compostas por  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  é aproximadamente igual ao das soluções monoespécie de  $Pb^{2+}$ . Entretanto, para concentrações de equilíbrio ( $C_e$ ) menores ou iguais a 500 mg/L, o pH das soluções multiespécie, ensaiadas com a mistura 70%ARG:30%RCD, apresentou redução quando comparado ao pH das soluções monoespécie de  $Pb^{2+}$ , ensaiadas com o mesmo sorvente. Nos ensaios com a mistura 70%AR:30%RCD, o pH das soluções monoespécie de  $Pb^{2+}$  e multiespécie foram praticamente iguais, para concentrações de equilíbrio menores ou iguais a 500 mg/L. Com isso, a sorção de chumbo, em solução multiespécie, pela mistura 70%AR:30%RCD foi favorecida.

Para concentrações de equilíbrio superiores a 500 mg/L a sequência de sorção do chumbo, quando em competição com o cádmio, foi idêntica à obtida

no ensaio monoespécie. A exceção da mistura 70%AR:30%RCD, a isoterma de Freundlich ajustou-se melhor aos resultados obtidos para o  $Pb^{2+}$  nos diversos sorventes (Figura 27).

Observa-se que os RCD possuem capacidade de retenção de chumbo significativamente superior aos demais sorventes (Figura 27). Entretanto, ao se comparar a quantidade de  $Pb^{2+}$  sorvida pelos RCD nos ensaios com soluções monoespécie e multiespécie, percebe-se que a quantidade sorvida do metal quando em solução multiespécie é consideravelmente menor. Isso ocorre porque, para os maiores valores de concentração inicial, ( $C_0 = 1600$  mg/L,  $3200$  mg/L e  $6400$  mg/L), o pH das soluções compostas por  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  é inferior ao das soluções monoespécie de  $Pb^{2+}$ , e como este parâmetro permanece menor nas soluções multiespécie, ensaiadas com RCD, após atingida a concentração de equilíbrio, a sorção do chumbo diminui, visto ser favorecida em valores altos de pH.

O cádmio, em competição com o chumbo, teve sua preferência de sorção alterada em relação ao ensaio monoespécie, para concentrações de equilíbrio acima de  $400$  mg/L. Tal fato se justifica porque para as concentrações iniciais ( $C_0$ ) o pH das soluções compostas por  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  é menor que o das soluções monoespécie de  $Cd^{2+}$ . Para concentrações de equilíbrio superiores a  $400$  mg/L, o pH das soluções multiespécie, ensaiadas com o solo ARG, apresentou considerável redução quando comparado ao pH das soluções monoespécie de  $Cd^{2+}$ , ensaiadas com o mesmo solo. Nos ensaios com o solo AR, o pH das soluções monoespécie de  $Cd^{2+}$  e multiespécie foram praticamente iguais, para concentrações de equilíbrio maiores que  $400$  mg/L. Com isso, a sorção de cádmio, em solução multiespécie, pelo solo AR foi favorecida.

Para o cádmio, os resultados dos ensaios foram mais bem ajustados pelo modelo de Freundlich para o solo AR e a mistura 70%AR:30%RCD, e pelo de Langmuir no caso da mistura 70%ARG:30%RCD. Para os RCD e o solo ARG, não foi possível ajustar qualquer dos dois modelos.

d) Sorção do mesmo elemento químico pelos diferentes sorventes - Soluções multiespécie  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$ :

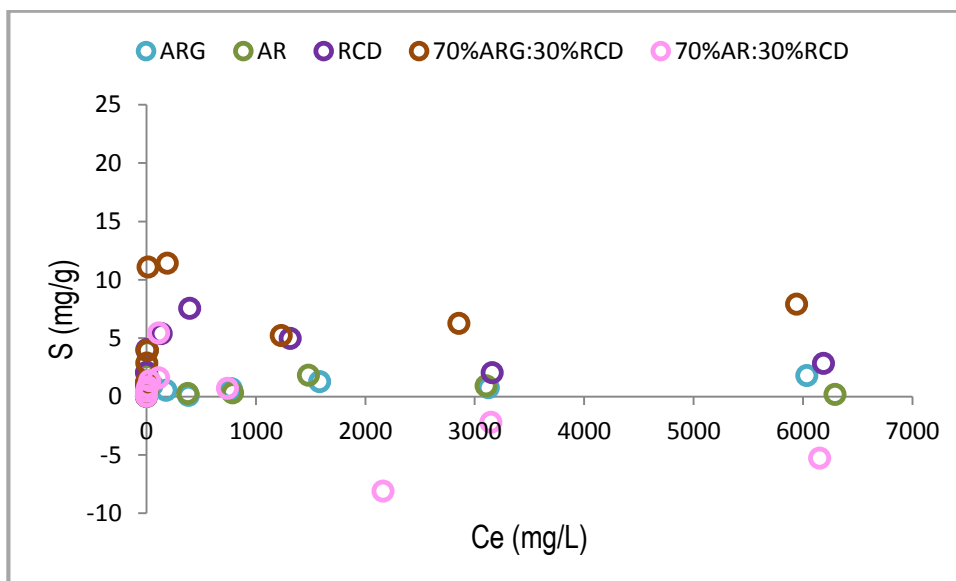


Figura 29 – Sorção de cromo pelos diferentes sorventes - Soluções  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$ .

Não foi possível definir uma sequência de sorção do cromo quando em competição com o arsênio. Também não foi possível ajustar uma das isotermas, de Freundlich ou de Langmuir, aos resultados de laboratório.

Verifica-se que a presença de  $\text{As}^{5+}$  em solução com o  $\text{Cr}^{3+}$  interfere fortemente na capacidade de retenção do cromo. Os resultados dos ensaios (Figura 29) sugerem dessorção de  $\text{Cr}^{3+}$ , na mistura 70%AR:30%RCD, para concentrações de equilíbrio maiores do que 2000 mg/L. Justifica-se tal fato devido aos baixos valores de pH – variando entre 3,6 para as soluções de menores concentrações iniciais a 1,6 para as soluções de maiores concentrações iniciais – das soluções multiespécie de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$ .

O pH das soluções multiespécie de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  após ensaiadas com os RCD e as misturas 70%ARG:30%RCD e 70%AR:30%RCD exibe considerável aumento para as soluções de menores concentrações, alcançando valores em torno de 7,0. Entretanto, para as soluções com concentração de equilíbrio maior ou igual a 1600 mg/L os valores de pH permanecem baixos, variando de 3,7 a 1,9. Para os solos ARG e AR, os valores de pH se mantêm entre 4,7 para as soluções de menores concentrações de equilíbrio a 1,7 para as de maiores concentrações de equilíbrio. Deste modo a sorção do cromo, favorecida em situações de pH elevado, fica prejudicada e sítios de sorção anteriormente

ocupados pelo  $\text{Cr}^{3+}$  passam a ser ocupados pelo  $\text{As}^{5+}$ , cuja sorção é favorecida em pH baixo.

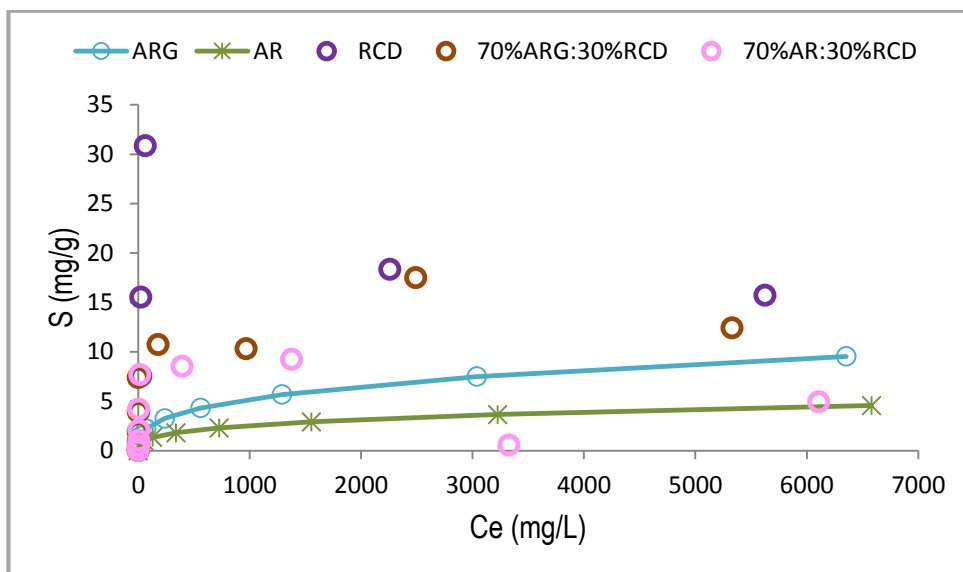


Figura 30 – Sorção de arsênio pelos diferentes sorventes - Soluções  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$ .

De modo semelhante ao cromo, não foi possível determinar a sequência de sorção do arsênio. Contudo, percebe-se que o solo ARG apresentou maior sorção do que o solo AR, assim como a mistura 70%ARG:30%RCD em relação à mistura 70%AR:30%RCD (Figura 30).

A isoterma de Freundlich representou melhor os resultados dos ensaios com o  $\text{As}^{5+}$  nos solos ARG e AR. Para os demais sorventes não houve bom ajuste de qualquer dos modelos, Freundlich ou Langmuir.

A comparação entre os resultados obtidos para o  $\text{As}^{5+}$  nos ensaios mono e multiespécie mostra que este metal apresenta comportamento distinto dos demais, exibindo maior sorção quando em competição com o  $\text{Cr}^{3+}$  para todos os sorventes. Por ser o arsenato um ânion do ácido forte  $\text{H}_3\text{AsO}_4$ , que possui três valores de constante de dissociação,  $\text{pK}_a$  (2,24; 6,94 e 11,5), sua adsorção ocorre com maior eficiência em valores baixos de pH (McBRIDE, 1994), ao contrário do que acontece com  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  e  $\text{Cr}^{3+}$ , que se comportam como cátions no solo e são sorvidos de modo mais efetivo em valores altos de pH.

Diversos oxianions são quimiossorvidos nos óxidos por um mecanismo de ligação bidentada, sendo tal reação favorecida pelo baixo pH da solução (MEURER, 2006). Nesse sentido, é importante explicitar que o pH de todas as soluções multiespécie constituídas por  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  foram inferiores ao pH das

soluções monoespécies de  $\text{As}^{5+}$ , favorecendo o aumento da sorção do arsênio quando em competição com o cromo.

e) *Comparação da sorção dos diferentes elementos químicos, dois a dois, por um mesmo sorvente - Soluções monoespécie x soluções multiespécie:*

Nas Figuras 31 a 35 estão agrupadas as isotermas de sorção de  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$ , em soluções monoespécie e multiespécie, para fins de comparação.

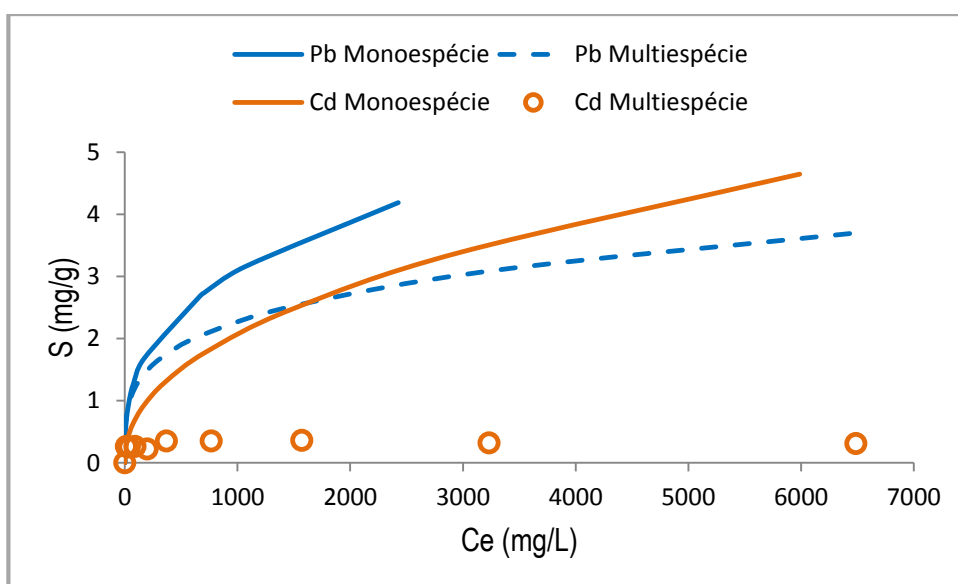


Figura 31 – Sorção de  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  - Solo ARG.

Ao se comparar a sorção dos metais em soluções mono e multiespécie espera-se que valores maiores sejam encontrados nas primeiras, como ocorreu com o solo ARG. Neste caso, a sorção tanto de  $\text{Pb}^{2+}$  quanto de  $\text{Cd}^{2+}$ , em competição, diminuiu, sendo a redução mais acentuada para o  $\text{Cd}^{2+}$  (Figura 31).

Quando em solução multiespécie, a sorção do  $\text{Cd}^{2+}$  apresentou valores próximos de 0,3 mg/g independentemente do valor das concentrações de equilíbrio. Tal fato permite supor que a sorção de  $\text{Cd}^{2+}$  se dê nos mesmos sítios de sorção, e que o  $\text{Pb}^{2+}$ , por ter preferência, ocupe os demais sítios disponíveis.

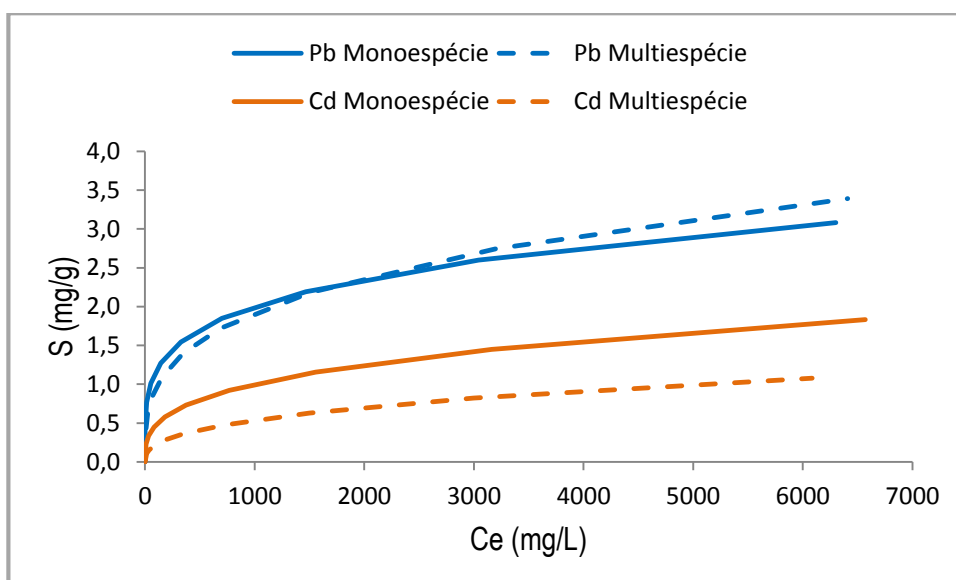


Figura 32 – Sorção de Pb<sup>2+</sup> e Cd<sup>2+</sup> - Solo AR.

No solo AR, a sorção de Pb<sup>2+</sup>, em competição com o Cd<sup>2+</sup>, apresenta leve crescimento comparado aos resultados em solução monoespécie, para concentrações acima de 1800 mg/L (Figura 32). Apesar de as soluções multiespécies compostas por Pb<sup>2+</sup> e Cd<sup>2+</sup> apresentarem, inicialmente, pH menor que as soluções monoespécies de Pb<sup>2+</sup>, ao serem ensaiadas com o solo AR as soluções multiespécies passam a ter pH maior que as monoespécies, favorecendo a sorção do chumbo.

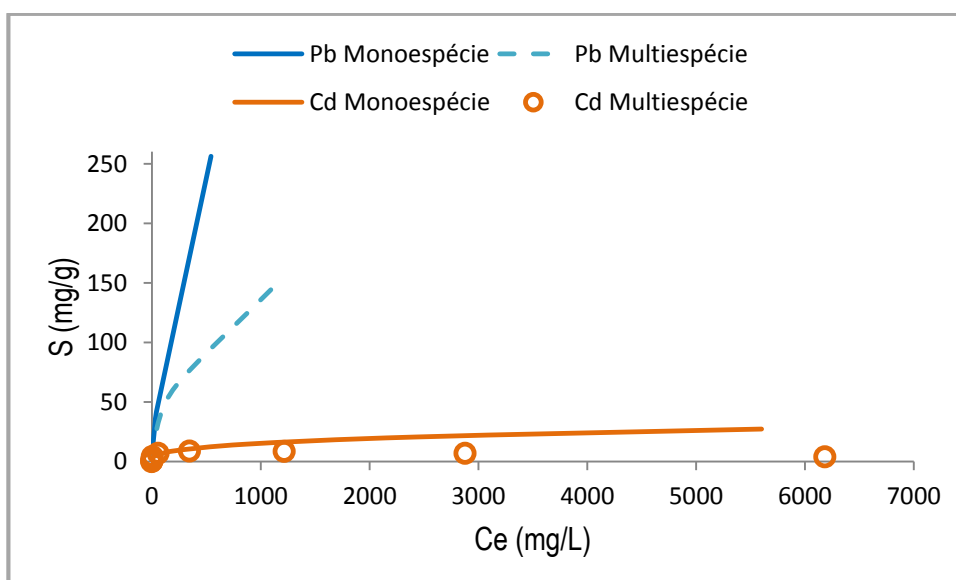


Figura 33 – Sorção de Pb<sup>2+</sup> e Cd<sup>2+</sup> - RCD.

Comparando-se o comportamento do Pb<sup>2+</sup> e do Cd<sup>2+</sup> diante dos RCD, em solução multiespécie, observa-se que a sorção do primeiro tende a

aumentar com o aumento da concentração de equilíbrio, enquanto a do segundo tende a diminuir. Isso porque o  $Pb^{2+}$  tem preferência de sorção.

Confrontando-se os resultados obtidos para ambos os metais em solução monoespécie e multiespécie percebe-se que, quando em competição, tanto  $Pb^{2+}$  como o  $Cd^{2+}$  exibem menores valores de sorção. A redução da sorção é mais acentuada para o  $Pb^{2+}$  em vista do menor valor de pH das soluções multiespécie de  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  em relação às soluções monoespécie de  $Pb^{2+}$ , principalmente para as soluções de maiores concentrações iniciais ( $C_0 = 1600 \text{ mg/L}$ ,  $3200 \text{ mg/L}$  e  $6400 \text{ mg/L}$ ).

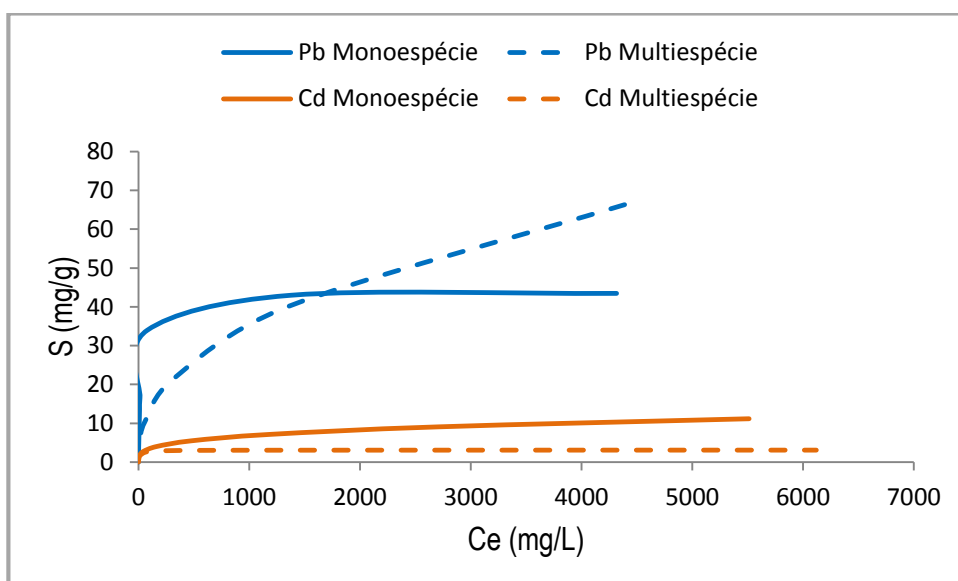


Figura 34 – Sorção de  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  - 70%ARG:30%RCD.

No caso da mistura 70%ARG:30%RCD, verifica-se que a sorção do  $Pb^{2+}$  em competição com o  $Cd^{2+}$ , aumenta significativamente em relação aos resultados do metal em solução monoespécie, para concentrações acima de  $1700 \text{ mg/L}$  (Figura 34). O valor menor de pH das soluções compostas por  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  em relação ao das soluções monoespécie de  $Cd^{2+}$  justifica a menor sorção deste elemento, possibilitando que sítios de sorção anteriormente ocupados por cádmio sejam ocupados por chumbo.

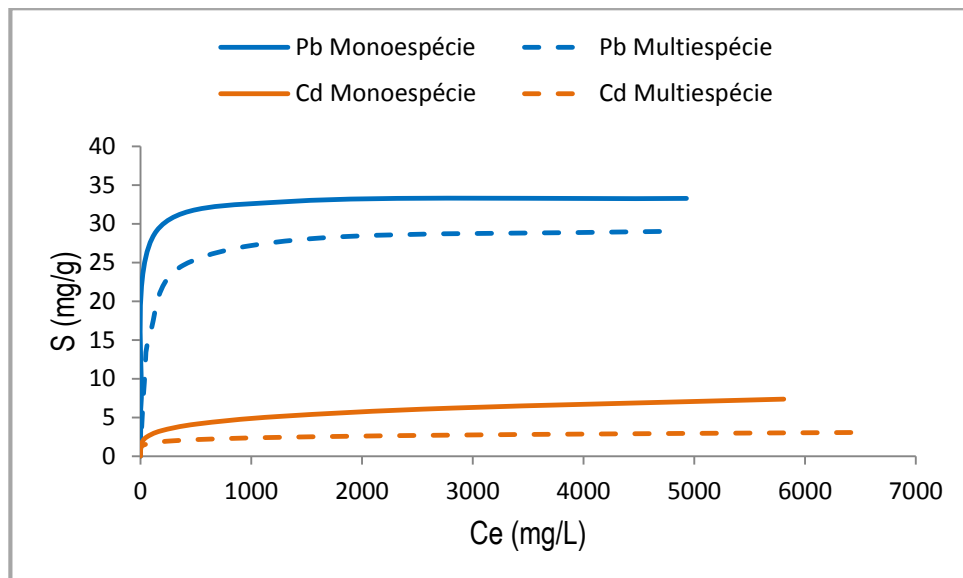


Figura 35 – Sorção de  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  - 70%AR:30%RCD.

Tendo-se como sorvente a mistura 70%AR:30%RCD, a sorção de  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  é reduzida quando em solução multiespécie, como esperado (Figura 35).

Todos os sorventes analisados retêm mais  $Pb^{2+}$  do que  $Cd^{2+}$ , tanto em solução monoespécie quanto multiespécie. O decréscimo da capacidade sorvida do cádmio deve ser creditado à competição proporcionada pelo chumbo, metal de maior competência na ocupação dos sítios trocáveis e não-trocáveis. Por possuir raio iônico hidratado menor, o  $Pb^{2+}$  é preferencialmente sorvido, em detrimento do  $Cd^{2+}$ . Além disso, valores menores de pH das soluções multiespécies de  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$ , comparados aos medidos nas soluções monoespécie de  $Cd^{2+}$ , determinam menor sorção deste elemento.

Nas Figuras 36 a 40 são exibidas as isotermas de sorção de  $Cr^{3+}$  e  $As^{5+}$  em soluções monoespécie e multiespécie, com propósito de compará-las.

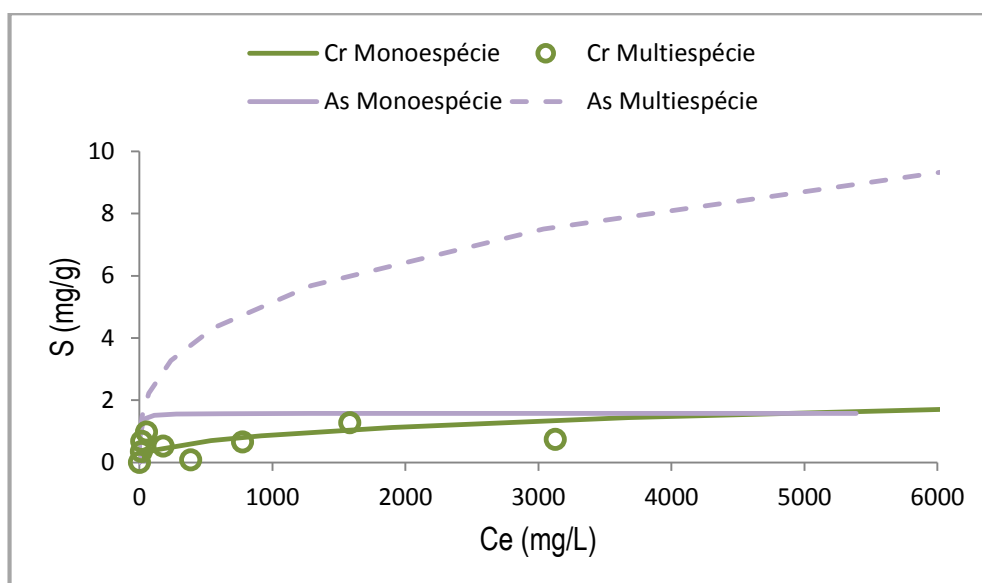


Figura 36 – Sorção de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  - Solo ARG.

No solo ARG, em solução monoespécie, o  $\text{As}^{5+}$  possui preferência de sorção até a concentração de equilíbrio de 5000 mg/L. Para concentrações superiores o  $\text{Cr}^{3+}$  exibe maior sorção (Figura 36).

A maior sorção do  $\text{As}^{5+}$  em relação ao  $\text{Cr}^{3+}$ , quando em solução monoespécie, deve-se a forte adsorção do  $\text{As}^{5+}$  a óxidos metálicos e a formação de precipitados relativamente insolúveis quando associado ao Fe.

O solo ARG demonstra maior capacidade em sorver  $\text{As}^{5+}$  do que  $\text{Cr}^{3+}$  quando esses metais estão em competição, e o  $\text{As}^{5+}$  exibe sorção bastante superior à apresentada em solução monoespécie. A justificativa para tal ocorrência baseia-se no fato de o  $\text{As}^{5+}$  ter sua sorção favorecida em baixos valores de pH, enquanto o  $\text{Cr}^{3+}$  sofre maior sorção em valores elevados de pH.

As soluções iniciais compostas por  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  apresentaram pH baixos – variando entre 3,6 para as soluções de menores concentrações iniciais a 1,6 para as soluções de maiores concentrações iniciais – e, ao entrarem em contato com o solo ARG, os valores de pH permaneceram baixos, variando entre 4,7 para as soluções de menores concentrações de equilíbrio a 1,7 para as de maiores concentrações de equilíbrio.

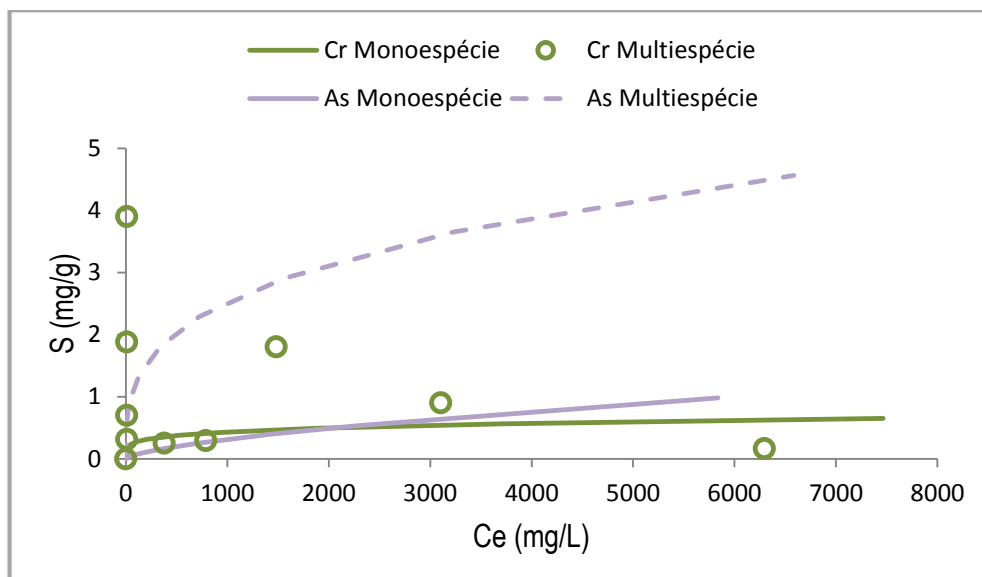


Figura 37 – Sorção de Cr<sup>3+</sup> e As<sup>5+</sup> - Solo AR.

Em soluções monoespécie, o As<sup>5+</sup>, comparado ao Cr<sup>3+</sup>, tem preferência de sorção para valores de concentração de equilíbrio maiores do que 2000 mg/L. Em solução multiespécie, o As<sup>5+</sup> é mais sorvido pelo solo AR do que o Cr<sup>3+</sup>, e exibe sorção bastante superior à apresentada em solução monoespécie (Figura 37). A mesma justificativa dada para este comportamento em relação ao solo ARG aplica-se ao solo AR.

As soluções iniciais compostas por Cr<sup>3+</sup> e As<sup>5+</sup> apresentam valores de pH variando entre 3,6 e 1,6 e, após ensaiadas com o solo AR, observou-se pouca ou nenhuma elevação deste parâmetro. Em solução multiespécie, a sorção de Cr<sup>3+</sup> foi inferior a 1,0 mg/g para a maioria das concentrações.

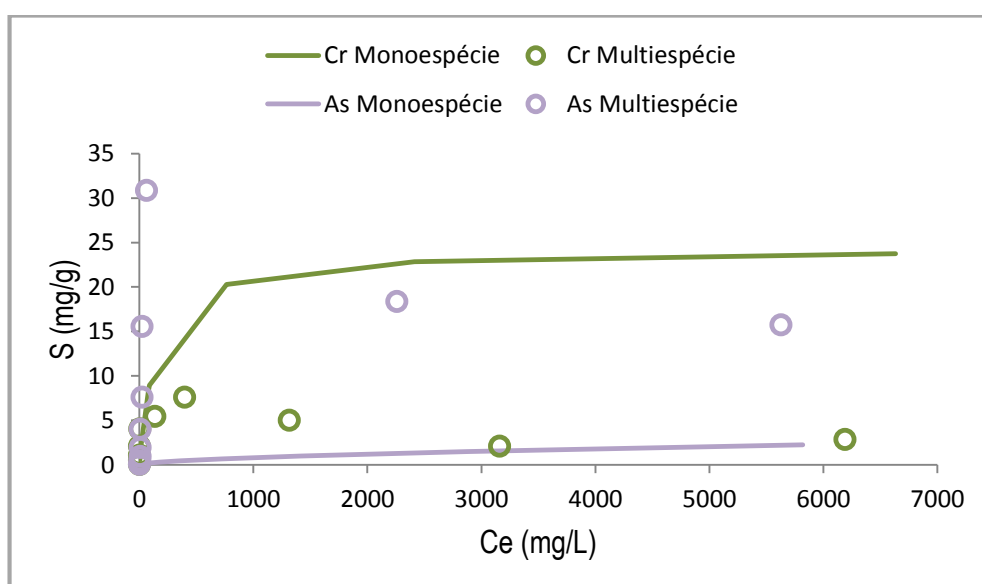


Figura 38 – Sorção de Cr<sup>3+</sup> e As<sup>5+</sup> - RCD.

Os resultados dos ensaios com soluções multiespécie de cromo e arsênio, tendo como sorvente os RCD, explicitaram redução da sorção do cromo para concentrações iniciais mais elevadas (1600 mg/L, 3200 mg/L e 6400 mg/L). O mesmo ocorreu para o arsênio nas concentrações iniciais de 3200 mg/L e 6400 mg/L (Figura 38). Contudo, o arsênio apresentou sorção superior à do cromo, tendo em vista que, para as menores concentrações iniciais, as soluções de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  em contato com os RCD apresentaram valores de pH em torno de 7,0, favorecendo a sorção do cromo. Porém, para as soluções com concentrações iniciais mais elevadas, o pH medido na solução de equilíbrio se mostrou baixo – variando entre 3,7 e 1,9 – favorecendo a sorção do arsênio. Além disso, a redução na sorção do arsênio para as concentrações iniciais de 3200 mg/L e 6400 mg/L resulta, possivelmente, da saturação dos sítios de sorção.

Observou-se acentuada elevação do pH das soluções multiespécie iniciais de cromo e arsênio após serem ensaiadas com os RCD, evidenciando a capacidade destes materiais de alterar o pH do meio, uma vez que apresentam pH alcalino.

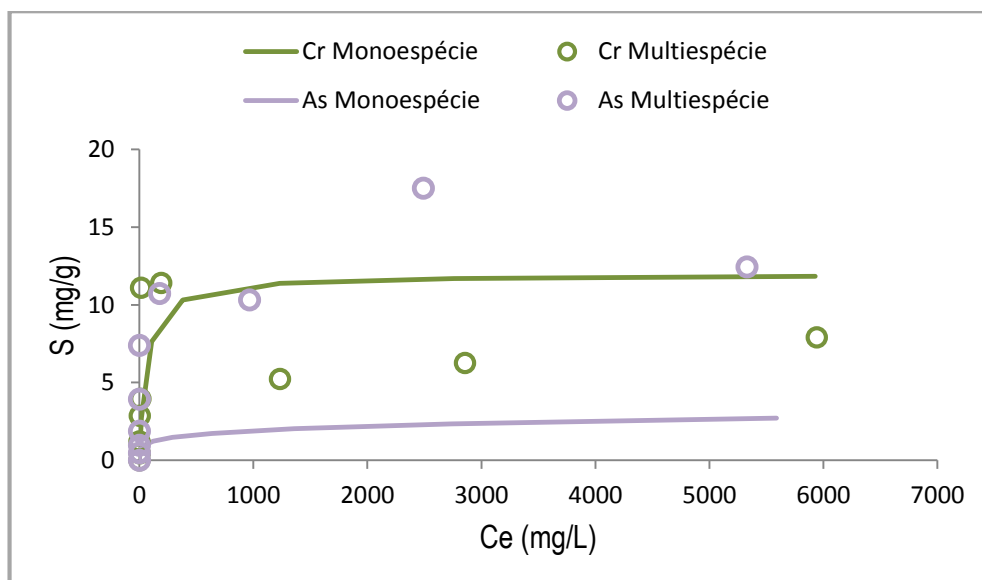


Figura 39 – Sorção de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  - 70%ARG:30%RCD.

Em competição com o cromo e na presença da mistura 70%ARG:30%RCD, o arsênio exibiu sorção superior ao cromo apenas para concentrações iniciais mais elevadas (1600 mg/L, 3200 mg/L e 6400 mg/L). E, exatamente para essas concentrações houve uma diminuição na sorção do

cromo (Figura 39). A justificativa baseia-se na variação do pH das soluções, da mesma forma que para os RCD.

Para as menores concentrações, as soluções de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  ensaiadas com a mistura 70%ARG:30%RCD apresentaram pH em torno de 7,0, favorecendo a sorção do cromo e, para as soluções com concentrações mais elevadas, o pH após o ensaio se mostrou baixo – variando entre 3,7 e 1,9 – o que favoreceu a sorção do arsênio.

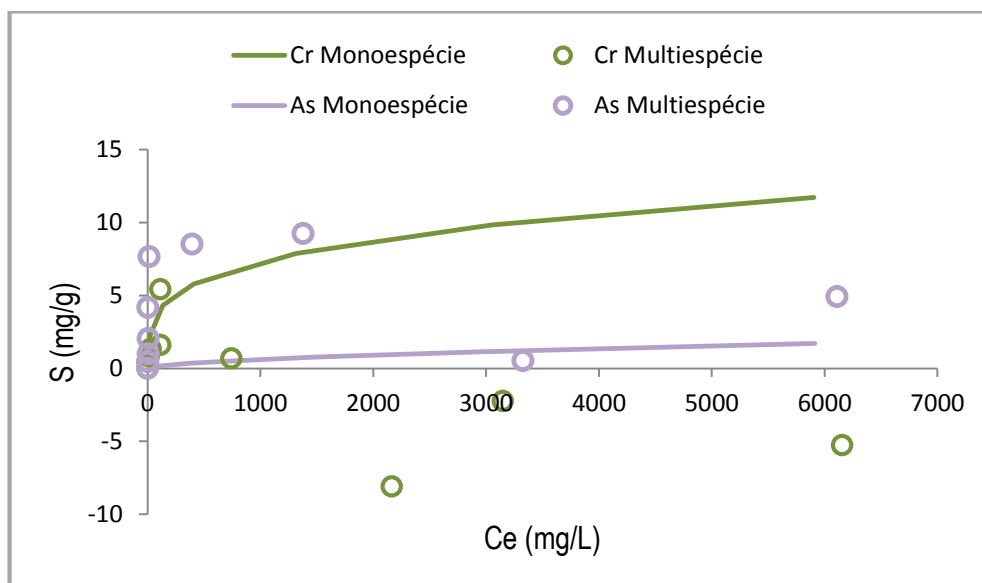


Figura 40 – Sorção de  $\text{Cr}^{3+}$  e  $\text{As}^{5+}$  - 70%AR:30%RCD.

A mistura 70%AR:30%RCD apresentou maior sorção de  $\text{As}^{5+}$  do que de  $\text{Cr}^{3+}$ , quando em solução multiespécie.

O  $\text{Cr}^{3+}$  apresentou valores de sorção negativos, indicando dessorção, para as maiores concentrações iniciais ( $C_0 = 1600\text{mg/L}$ ,  $3200\text{mg/L}$  e  $6400\text{mg/L}$ ). Para esses valores de  $C_0$ , o pH das soluções multiespécie antes e após serem ensaiadas com a mistura apresentou valores entre 4,7 e 1,6. Visto que a sorção de  $\text{As}^{5+}$  é maior que a de  $\text{Cr}^{3+}$  é possível que, devido à competição, o  $\text{As}^{5+}$  tenha ocupado sítios de sorção anteriormente ocupados por  $\text{Cr}^{3+}$ , provocando dessorção deste (Figura 40).

Tendo-se como sorvente os RCD ou as misturas de solo com este material, a sorção do cromo foi maior que a do arsênio, ambos em solução monoespécie, devido à acentuada elevação do pH das soluções ao serem ensaiadas com esses sorventes. Quando em solução multiespécie, situação semelhante foi verificada para as soluções com menores concentrações. Além disso, em presença de RCD, não é possível ajustar isoterma de Freundlich ou

Langmuir aos resultados experimentais obtidos para o arsênio em solução multiespécie. De acordo com Assis (2010), além das questões relacionadas ao pH, uma possível justificativa para estas observações é a de que a adsorção de arsênio pode ser afetada pela presença de ligantes, como o silicato e o carbonato, visto que estes tendem a competir pelos mesmos sítios de adsorção da superfície dos minerais.

A partir dos resultados obtidos dos ensaios de equilíbrio em lote, em que soluções multiespécie interagiram com os sorventes estudados, pode-se afirmar que, quando existe competição entre metais, a obtenção de bons ajustes aos dados laboratoriais é dificultada; a sorção dos metais pode não apresentar uma tendência única de crescimento com o aumento das concentrações, podendo ocorrer a dessorção de um íon para sorção de outro, hipótese não considerada pelos modelos de Freundlich e Langmuir.

Para as soluções com menores concentrações iniciais, a competição por sítios de troca não é muito intensa, tendo em vista a disponibilidade de sítios de sorção suficientes para a retenção dos metais. Porém, com o aumento da concentração dos metais, a competição pelos sítios torna-se maior.

---

## 5. CONCLUSÕES

Constatou-se ser possível, do ponto de vista técnico, a utilização de RCD reciclados em barreiras para retenção de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Cr^{3+}$ , pois estes metais são sorvidos com maior eficiência em valores altos de pH, e devido as suas características químicas e mineralógicas os RCD contribuem para a elevação do pH do meio. Para o  $As^{5+}$ , entretanto, a maior eficiência de sorção se dá em valores baixos de pH, assim, este metal possui baixa mobilidade em solos ácidos com alto conteúdo de argila ou óxidos, sendo melhor sorvidos pelo solo ARG e exibindo pouco ou nenhum aumento de sorção diante dos RCD.

Quando em soluções monoespécie a sequência de sorção majoritariamente exibida para o  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  e  $Cr^{3+}$  foi RCD>70%ARG:30%RCD>70%AR:30%RCD>ARG>AR. Para esses metais o RCD apresentou capacidade sortiva bem superior à dos solos em estudo. E, a adição de RCD aos solos aumentou consideravelmente a capacidade sortiva destes.

O solo ARG apresentou maior capacidade em sorver os metais analisados do que o solo AR, pois apesar de apresentar argila de baixa atividade, ser mais ácido e possui menor CTC, possui maior teor de matéria orgânica, e esta, mesmo em pequenas quantidades, é de grande importância na retenção de metais no solo.

Nos ensaios com as soluções multiespécie verificou-se a existência de competição entre íons por sítios de sorção.

Constatou-se que a adição dos RCD aos solos reduz a condutividade hidráulica destes.

Pôde-se observar a importância da mineralogia dos solos nos processos sortivos, principalmente do tocante ao  $As^{5+}$ .

De forma geral, pode-se afirmar que a adição de RCD aos solos ARG e AR aumentou suas capacidades sortivas em relação aos metais estudados, demonstrando potencial para ser utilizado como instrumento no controle da contaminação ambiental.

---

## **6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Para trabalhos a serem desenvolvidos no escopo desta dissertação, sugerem-se:

- Análise mais detalhada das soluções de equilíbrio obtidas;
- Estudo da estabilidade dos metais nos produtos formados (ensaios de lixiviação e solubilização).

---

## 7. BIBLIOGRAFIA

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 6508* – Grãos de solo que passam na peneira de 4,8 mm: determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 7181* – Solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 6459* – Solo: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 7180* – Solo: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 7182* – Solo: ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 1986.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 14545* – Solo: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, 2000.
- AFFONSO, F. J. A. *Caracterização de agregados reciclados de resíduos de construção e demolição para uso em camadas drenantes de aterros de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, RJ. 2005. 161p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ/COPPE). 2005.
- ALBERTINI, S.; CARMO, L. F.; PRADO FILHO, L. G. Determinação de isotermas de adsorção de *Saccharomyces cerevisiae* empregando acetato e sulfato de cádmio. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, SP, v. 27, n.2, p. 248-253, 2007.
- ALCÂNTARA, M. M. Cidade do chumbo: uma experiência de divulgação em vídeo sobre a contaminação ambiental na cidade de Santo Amaro da Purificação. *Diálogos & Ciência* – revista da rede de ensino FTC, Salvador, BA, ano iv, n. 12, março de 2010.
- ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. In: Tópicos em Ciência do Solo, Viçosa, MG, *Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, vol. iv, p.1-42, 2005.
- ALLOWAY, B. J. *Heavy metals in soils*. 2ª ed. Glasgow, Blackie Academic, 1995. 364 p.
- AMARAL, A. S.; ANGHINONI, I. Alteração de parâmetros químicos do solo pela reaplicação superficial de calcário no sistema plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, DF, vol. 36, nº 4, p. 695-702, 2001.
- ÂNGULO, S. C.; KAHN, H.; JOHN, V.; ULSEN, C. Metodologia de caracterização de resíduos de construção e demolição. In: *Seminário Desenvolvimento*

*Sustentável e a Reciclagem na Construção Civil – Materiais Reciclados e Suas Aplicações*, 6., 2003, São Paulo. Anais... São Paulo: IBRACON. 2003.

ÂNGULO, S. C.; JOHN, V. M.; ULSEN, C.; KAHN, H. Caracterização de agregados de resíduos de construção e demolição reciclados separados por líquidos densos. In: *ENARC 2011. II Seminário Sobre Resíduos Sólidos na Construção Civil*. Anais... Maceió, AL. 2011.

ANJOS, J. A. S. A.; SÁNCHEZ, L. E. Plano de gestão ambiental para sítios contaminados com resíduos industriais: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação - BA. In: *Bahia Análise & Dados*, Salvador/BA, v.10 n. 4 p.306-309, mar. 2001.

ANJOS, J. A. S. A. *Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA*. São Paulo, 2003. 328p. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas e de Petróleo) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 2003.

ASSIS, I. R. *Adsorção e disponibilidade de arsênio em solos com diferentes composições mineralógicas*. Viçosa, MG, 2010. 73p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa. 2010.

ASTM – American Society for Testing and Materials. *Standard Test Method for 24-h Batch-Type Measurement of Contaminant Sorption by Soils and Sediments*. D4646-03. Pennsylvania, United States, 2008.

BARBOSA, M. C.; AFFONSO, F. J. A.; BARRO, M. C. Caracterização de agregados reciclados de RCD para uso em coberturas e sistemas de drenagem de aterros de resíduos, *Anais XIV Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica (COBRAMSEG)*, Búzios, RJ, Brasil. p. 1111-1118. 2008.

BORGES, A. F. *Avaliação dos mecanismos de transporte de Hexaclorociclohexano (HCH) no Solo da Cidade dos Meninos, Duque de Caxias, RJ*. Rio de Janeiro, RJ. 1996. 205 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 1996.

BOSCOV, M. E. G. *Geotecnia Ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos. 2008. 248p.

BRANDÃO, F. F. *Caracterização de resíduos sólidos da construção civil para sua utilização em camadas drenantes de aterros sanitários*. Viçosa, MG, 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa. 2011.

BRANDL, H. Minerals liners for hazardous waste containment. *Geotechnique*, v. 41, n. 1, p. 57-65. 1992.

BRASIL. Portaria Ministério da Saúde nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, nº 59, 26 de março de 2004. Seção 1, p. 266.

- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; RAIJ, B. van; ABREU, C. A. de (Ed.). *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. Cap. 5, p. 89-124.
- CARDOSO, L. M. N.; CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Salvador: CRA, 2001. 121 p.
- CARDOSO, J. R. A. *Uso do agregado de entulho da construção civil de Manaus – AM como alternativa aos convencionais na obtenção de bloco de argamassa celular*. Curitiba, PR. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica e de Materiais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2010.
- CARVALHO, A. L.; MATOS, A. T.; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades na presença de resíduos de construção civil e sob recirculação. *Revista Engenharia na Agricultura*, v14, n.2, p 131-138, 2006.
- CETEM. Centro de Tecnologia Mineral. *Chumbo contamina solo e habitantes da região do Vale do Ribeira*. 2011. Disponível em: <[http://www.cetem.gov.br/santo\\_amaro/pdf/Vale\\_do\\_Ribeira.pdf](http://www.cetem.gov.br/santo_amaro/pdf/Vale_do_Ribeira.pdf)>. Acesso em 20 de janeiro de 2015.
- CETEM. Centro de Tecnologia Mineral. *Projeto Santo Amaro – BA: aglutinando ideias, construindo soluções – plano de ação*. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2012. Disponível em: <[http://www.cetem.gov.br/santo\\_amaro/pdf/livrocompleto2.pdf](http://www.cetem.gov.br/santo_amaro/pdf/livrocompleto2.pdf)>. Acesso em: 20 de janeiro de 2015.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *ARSÊNIO*. 2012. Disponível em: <[www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/Arsenio](http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/Arsenio)>. Acesso em: Setembro de 2013.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. *Diário Oficial da União* nº 136, de 17 de julho de 2002.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 348, de 16 de agosto de 2004. Altera a Resolução CONAMA nº 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos. *Diário Oficial da União* nº 158, de 17 de agosto de 2004.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União* nº 92, de 16 de maio de 2011.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 431 de 24 de maio de 2011. Altera o art. 3º da Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, estabelecendo nova classificação para o gesso. *Diário Oficial da União* nº 99, de 25 de maio de 2011.

- COSTA, C. A. *Remoção de metais pesados por sorção em subproduto do beneficiamento do carvão*. 2000. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2000.
- COSTA, P. O. S. *Avaliação em laboratório, do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/Ba*. Rio de Janeiro, RJ. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Geotecnia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 2002.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. Chumbo. 2009. Disponível em: [https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra\\_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3981](https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3981)>. Acesso em: maio de 2015.
- DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. *Sumário Mineral 2014*. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/sumarios/sumario-mineral-2014>>. Acesso em: maio de 2015.
- EMBRAPA. *Manual de métodos de análise de solo*. Organizadores, Guilherme Kangussú Donagema... [et al.]. 2. ed. – Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.
- ESPÍRITO SANTO, F. R. C. *Distribuição de óxidos de ferro em uma catena de solos derivados de granito na região fisiográfica da Depressão Central no estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, RS. 1988. 141p. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1988.
- FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos da Construção Civil (PGIRCC)*. Belo Horizonte – MG. 2009. Disponível em: [http://www.feam.br/images/stories/minas\\_sem\\_lixoes/2010/construocivil.pdf](http://www.feam.br/images/stories/minas_sem_lixoes/2010/construocivil.pdf)>. Acesso em: Setembro de 2013.
- FETTER, C. W. *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company, U.S. 1993. 458p.
- FIGUEIREDO, B. R.; CAPITANI, E. M.; GITAHY, L. C. *Exposição humana à contaminação por chumbo e arsênio no Vale do Ribeira (SP-PR)*. 7º Encontro Nacional da ANPPAS. 2005. Brasília – DF. Disponível em: [http://www.anppas.org.br/encontro\\_anual/encontro2/GT/GT12/bernardino\\_figueiredo.pdf](http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro2/GT/GT12/bernardino_figueiredo.pdf)>. Acesso em: 04 de março de 2015.
- GONÇALVES, L.; ALVES, M. E.; INTRATOR, S. FEEMA apura vazamento na Baía de Sepetiba, *O Globo*, Rio de Janeiro, 25/02/96. 1996. p.34.
- KARPINSKI, L. A. *Proposta de gestão dos resíduos da construção civil para o município de Passo Fundo – RS*. Passo Fundo, RS. 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Passo Fundo. 2005.
- KENG, J. C. W.; UEHARA, G. Chemistry, mineralogy and taxonomy of Oxisols and Ultisols. *Proceedings of Soil and Crop Sciences Society*, v. 33, n.1, p. 119-126, 1974.
- KER, J. C. Latossolos do Brasil: Uma Revisão. *Geonomos*, v.5, n. 1, 17-40, 1997.

- KRUGER, P.; SOUZA, A. B.; KONOFAL, W. U. Estudo da trabalhabilidade em argamassas e concretos com utilização de RCD. *8º Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais*. 2013. Disponível em: [http://www.aeapg.org.br/8eetcg/anais/60121\\_vf1.pdf](http://www.aeapg.org.br/8eetcg/anais/60121_vf1.pdf). Acesso em: 28 de outubro de 2014.
- LADEIRA A. C. Q.; CIMINELLI V. S. T. Mobility of As (III) and As(V) in soils. In: Courtney Young (ed) *Minor elements: processing and environmental aspects of As, Sb, Se, Te and Bi*. Proc Conf Minor elements 2000, Littleton. *Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Littleton*, p.191-198, 2000.
- LEITE, A. L. *Migração de íons inorgânicos em alguns solos tropicais, com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular*. São Carlos, SP. 2001. 254p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo. 2001.
- LEITE, M. B.; MOLIN, D. D. Avaliação da atividade pozolânica do material cerâmico presente no agregado reciclado de resíduo de C&D. *Sitientibus*, Feira de Santana, n.26, p. 111-130, jan./jun. 2002.
- LIMA, J. A. R. *Proposição de diretrizes para produção e normalização de resíduos de construção reciclados e de suas aplicações em argamassas de concreto*. São Paulo, SP. 1999. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo. 1999.
- MATOS A.T. *Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do Município de Viçosa – MG*. Viçosa, MG. 1995. 183p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa. 1995.
- MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. Retardation factors and the dispersion-diffusion coefficients of Zn, Cd, Cu and Pb in soils from Viçosa – MG, Brazil, *Transaction of the ASAE, American Society of Agricultural Engineers*, v.42 (4), p. 903-910. 1999.
- MATOS, A. T. *Disposição de águas residuárias no solo*. Viçosa, MG: AEAGRI, 2007. 142 p. (Caderno didático n. 38).
- MATOS, W. O.; NÓBREGA, J. A.; SOUZA, G. B.; NOGUEIRA, A. R. A. Especificação redox de cromo em solo acidentalmente contaminado com solução sulfocrômica. *Química Nova*, v. 31, n. 6, 1450-1454, 2008.
- McBRIDE, M. B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1994. 406p.
- McLELLAN, J.K. & ROCK, C.A. Preteating landfill leachate with peat to remove metals. *Water, Air, and Soil Pollution*, 37: p. 203-215, 1988.
- MEKARU, T.; UEGARA, G. Anion adsorption in ferruginous tropical soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, v. 36, n.2, p. 296-300, 1972.
- MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 3ª Ed. Porto Alegre, RS. Evangraf, 2006.
- MOREIRA, D. A. *Remoção de metais pesados do percolado de aterro sanitário usando resíduos sólidos urbanos e de construção civil*. Viçosa, MG, 2008.

- Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa. 2008.
- MUNDIM, K. C.; SUAREZ, P. A. *Curso de Química Geral*. Brasília, DF. Editora UNB, 2008.
- NAIDU, R., SUMNER, M. E., HARTE, R. D. Sorption of heavy metals in strongly weathered soils: an overview. *Environ. Geochem. Health*, v.20, n.1, p.5-9, 1998.
- NASCENTES, C. R. *Coefficiente de dispersão hidrodinâmica e fator de retardamento de metais pesados em solo residual compactado*. Viçosa, MG, 2003. 117p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa. 2003.
- NETO, F. S. D. *Proposição de metodologia para escolha de solo e dosagem anti pó com emulsão de xisto*. Rio de Janeiro, RJ. 2004. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ/COPPE). 2004.
- NOBRE, M. M. M. *Estudo Experimental do Transporte de Poluentes em Solos Argilosos Compactados*. Rio de Janeiro, RJ. 1987. 214 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 1987.
- OLIVEIRA, M. J. E. de; ASSIS C. S.; TERNI, A. V. Study on compressed stress, water absorption and modulus of elasticity of produced concrete made by recycled aggregate. *International RILEM Conference on the use of recycled materials in buildings and structures*. Espanha. p. 636-342. 2004.
- ORTIZ, N. *Estudo de utilização de magnetita como material adsorvedor de metais de  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  em solução*. São Paulo, SP. 2000. 176p. Tese (Doutorado em Ciências – Tecnologia Nuclear). Universidade de São Paulo. 2000.
- PEREIRA, P. A.; LIMA, O. A. L. Estrutura elétrica da contaminação hídrica provocada por fluidos provenientes dos depósitos de lixo urbano e de um curume no município de Alagoinhas, Bahia. *Rev. Bras. Geof.* v.25 nº.1 São Paulo Jan./Mar. 2007.
- PINTO, T. P. *Gestão Ambiental de Resíduos da Construção Civil: A experiência do SindusCon-SP*. Publicação SindusCon-SP, São Paulo, 2005. Disponível em: <[http://www.sindusconsp.com.br/downloads/prodserv/publicacoes/manual\\_residuos\\_solidos.pdf](http://www.sindusconsp.com.br/downloads/prodserv/publicacoes/manual_residuos_solidos.pdf)>. Acesso: 10 de outubro de 2014.
- PINTO, T. P. Gerenciamento de resíduos. *Revista Construção Mercado*. São Paulo, n.91, p. 16-17. 2009.
- PROJETO PURIFICA. Resumo das conclusões do projeto Purifica. Proposta para remediação de áreas degradadas pela atividade extrativa do chumbo em Santo Amaro da Purificação. 2003.
- RAIJ, B. V. Gesso na agricultura. *Informações Agronômicas* nº 122 – junho/2008.

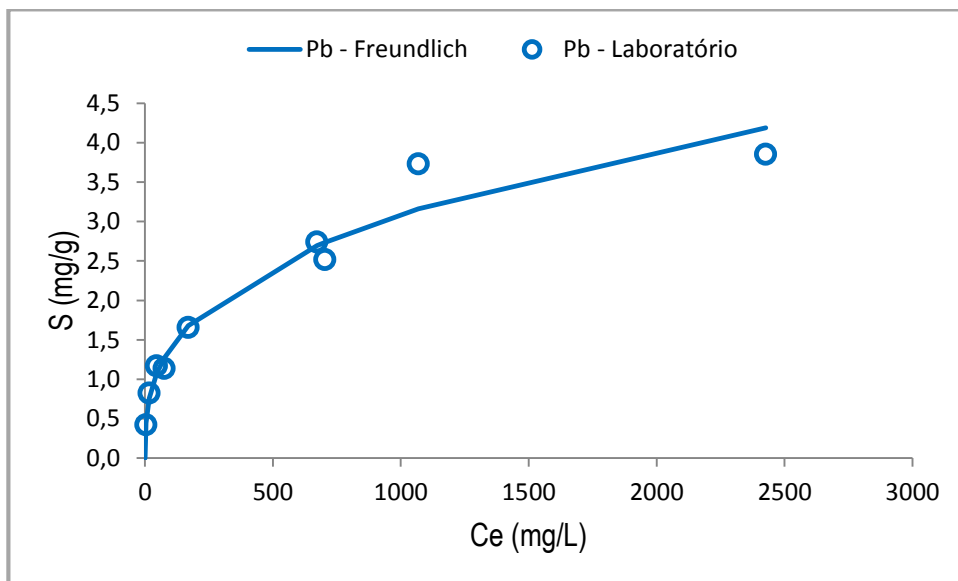
- RANA, S. V. S. *Environmental pollution: health and toxicology*. 1 reimp. Merrut – India: Alpha Science International Ltd, 2006.
- REDDI, L. N.; INYANG, H. I. *Geoenvironmental Engineering: Principles and Applications*. Marcel Dekker. 2000. 494p.
- ROWE, R. K.; QUIGLEY, R. M.; BOOKER, J.R. *Clayey barrier systems for waste disposal facilities*, E&FN Spon, London. 1995. 390 p.
- Russel, J. B. *Química geral*. São Paulo: Makron Books, 2004.
- SÁ, W. B. *Estudo da interação solo-muro em concreto convencional, com resíduo de construção e demolição (RCD) e alvenaria de pedra*. Recife, PE. 2006. 112p. Dissertação (Mestrado). Universidade Católica de Pernambuco. 2006.
- SANT'ANNA, G. L. *Estradas florestais: caracterização geotécnica e comportamento mecânico de solos e misturas solo-grits, cargas de tráfego e seus efeitos*. Viçosa, MG. 2006. 128p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa. 2006.
- SANTOS, G. C. *Sorção e labilidade de metais pesados em latossolos de Minas Gerais*. Viçosa, MG. 2001. 183 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa. 2001.
- SHACKELFORD, C. D.; ROWE, R. K. Contaminant transport modeling. In: *Congress on Environmental Geotechnics. Proceedings*. Lisboa. p. 939-956. 1998.
- SHRIVER, D.; ATKINS, P. *Química inorgânica*. 4ª edição. Porto Alegre, Bookman, 2008.
- SIMON, G.; HUANG, H.; PENNER-HAHN, J. E.; KESLER, S. E.; KAO, L. *Oxidation state of gold and arsenic in gold-bearing arsenic pyrite*. Amer. Mnl., 84:1071-1079, 1999.
- SindusCon-SP. *Resíduos da Construção Civil e o Estado de São Paulo*. 2012. Disponível em: <[http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/files/2012/09/residuos\\_construcao\\_civil\\_s\\_p.pdf](http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/files/2012/09/residuos_construcao_civil_s_p.pdf)>. Acesso em: 10 de outubro de 2014.
- SOUSA, H. A. *Estudo da contaminação ambiental na área do aterro sanitário da BR-040, da prefeitura municipal de Belo Horizonte (MG)*. Ouro Preto, MG, 1998. 147p. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal de Ouro Preto. 1998.
- SOUSA, H. A.; ROESER, H. M. P.; MATOS, A. T. Métodos e técnicas aplicados na avaliação ambiental do aterro BR-040 da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte – MG. *Rev. Escola de Minas*, Ouro Preto, v. 55, nº 4, p. 291-300, 2002.
- SPARKS, D. L. *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, San Diego. 1995.
- SRIVASTAVA, P. C., GUPTA, U. C. *Trace elements in crop production*. Lebanon: Science Publishers, 1996. 356p.

- TAVARES, T. M. *Avaliação de efeitos das emissões de cádmio e chumbo em Santo Amaro, Bahia*. São Paulo, SP. 1990, 273p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. 1990.
- TAVARES, T. M., CARVALHO, F. M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: exemplos do Recôncavo Baiano. *Química Nova*, v.15, n.2, p.147-153,1992.
- TRINDADE, T. P. *Caracterização tecnológica de três solos residuais estabilizados quimicamente com vistas a aplicações em geotecnia rodoviária e ambiental*. Viçosa, MG. 2006. 254p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil - Geotecnia) – Universidade Federal de Viçosa. 2006.
- USEPA, Environmental Protection Agency (1999) – Understanding Variation in Partition Coefficient, K<sub>d</sub>, Values – Volume I: the K<sub>d</sub> Model, Methods of Measurement, and Application of Chemical Reaction Codes, EPA/402-R-99-004A. Office of Air and Radiation, Washington. 212p.
- VOUGHAN, D. J. Arsenic, Geochemistry and Mineralogy. *Elements: An International Magazine of Mineralogy, Geogemistry, and Petrology*. v.2, n. 2, 2006.
- WOWK, G. I. T. H.; MELO, V. de F.; Avaliação do nível de chumbo, em solo de várzea, proveniente da reciclagem de baterias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, n.4, p. 613-622, 2005.
- YONG, R. N., MOHAMED, A. M. O.; WARKENTIN, B. P. *Principles of Contaminant Transport in Soils*. Developments in Geotechnical Engineering. Elsevier Science Publishers B.V. The Netherlands. 1992. 327 p.
- YUAN, G., LAVKULICH, L. M. Sorption behavior of copper, zinc and cadmium in response to simulated changes in soil properties. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, v.28, n.6-8, p.571-587, 1997.
- ZUQUETTE, L. V., SILVA JR, E. M.; GARCIA A. Aspectos de sorção para os materiais inconsolidados da região de São Carlos (SP), Brasil. *Revista Escola de Minas (REM)*, Ouro Preto, v.61, n. 2, p. 219-230, abr. jun. 2008.

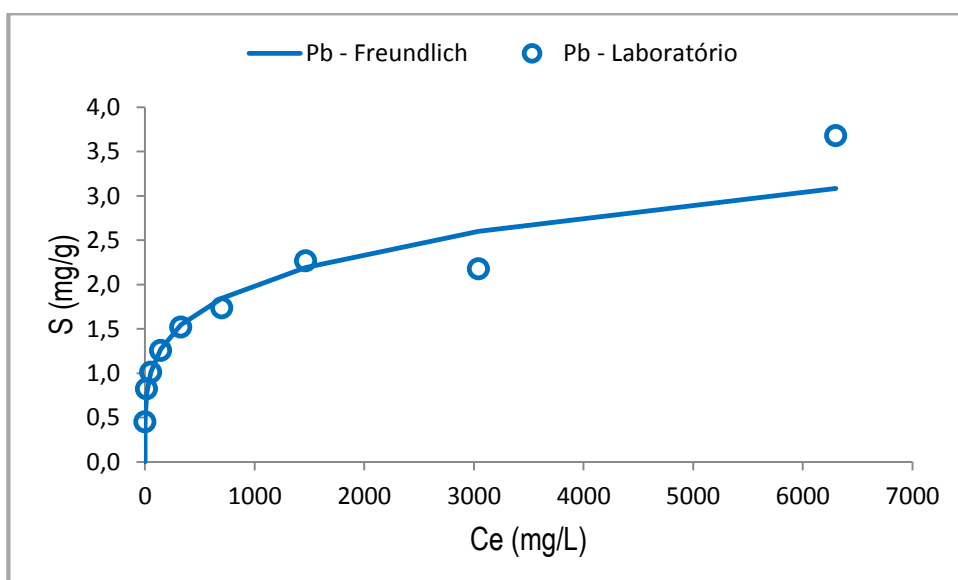
## APÊNDICE

### 1. COMPORTAMENTO DOS METAIS EM SOLUÇÃO MONOESPÉCIE EM CADA UM DOS SORVENTES:

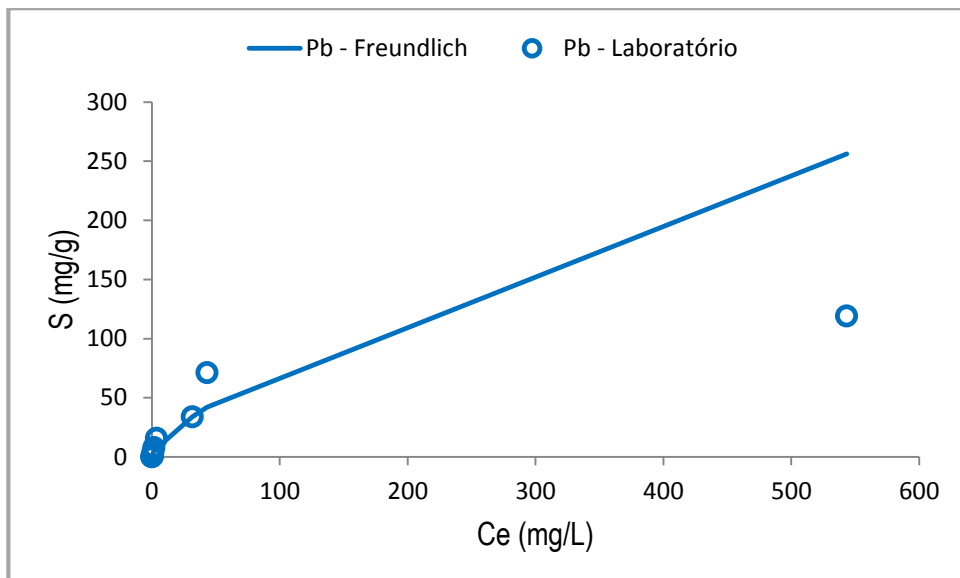
#### 1.1 Isotermas de sorção do chumbo:



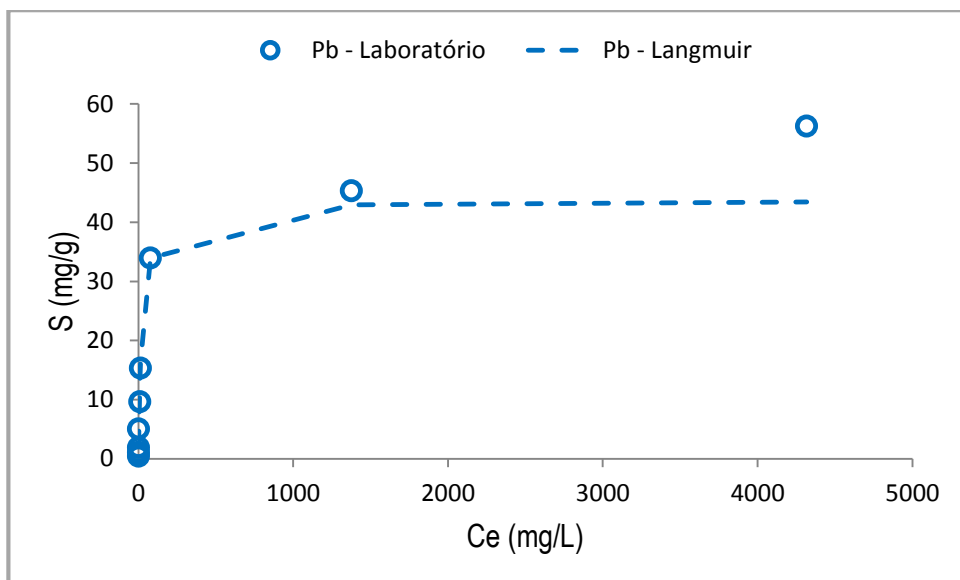
Sorção de Pb<sup>2+</sup> - Solo ARG.



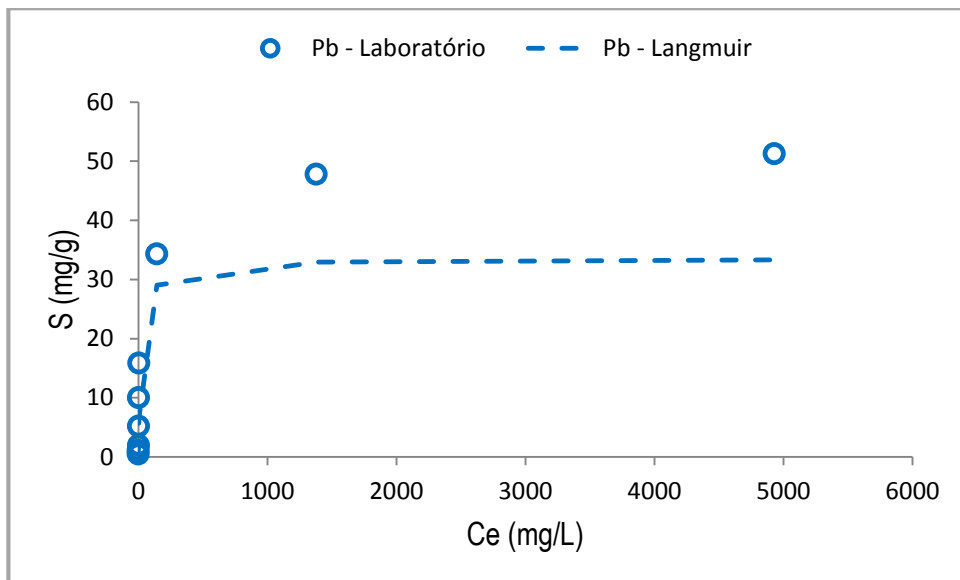
Sorção de Pb<sup>2+</sup> - Solo AR.



Sorção de Pb<sup>2+</sup> - RCD.

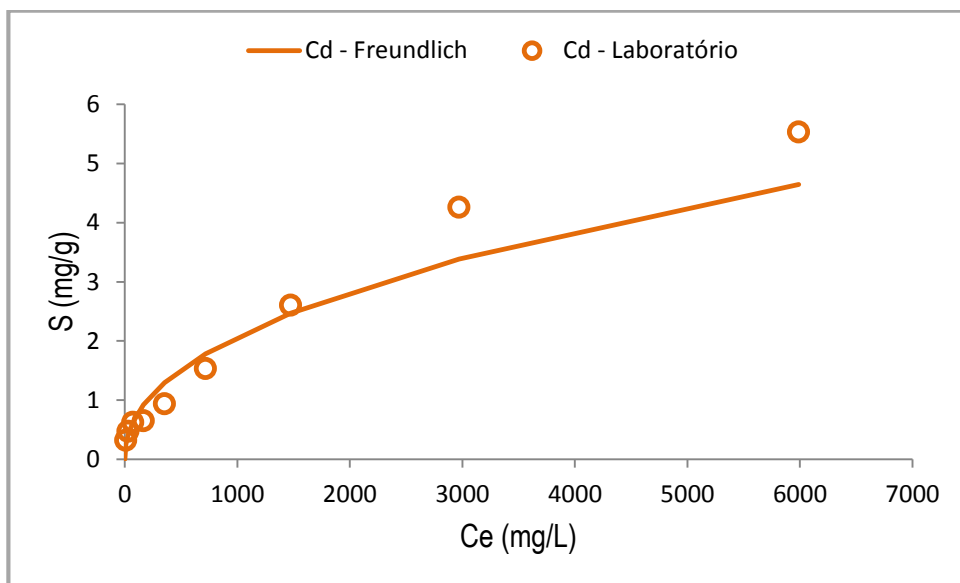


Sorção de Pb<sup>2+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

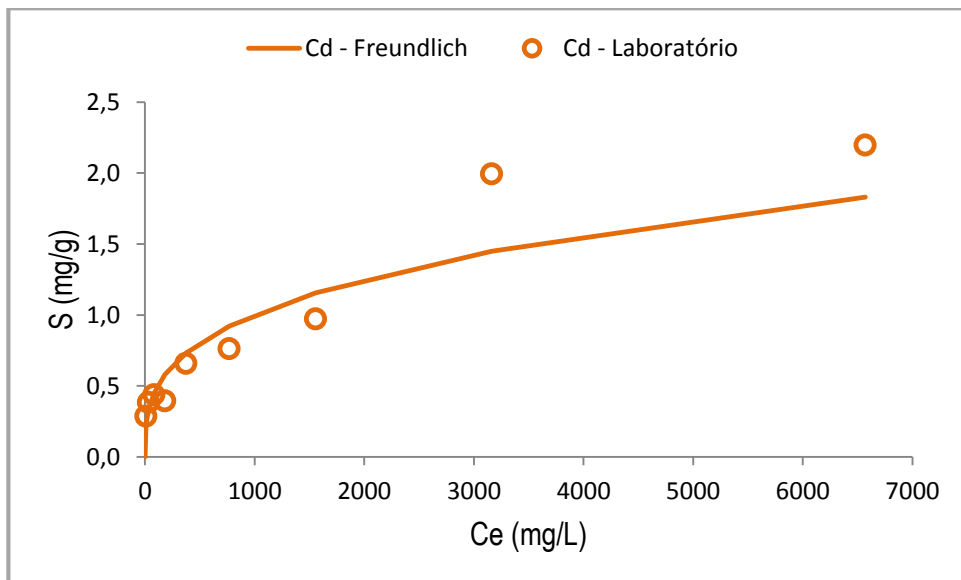


Sorção de  $Pb^{2+}$  - 70%AR:30%RCD.

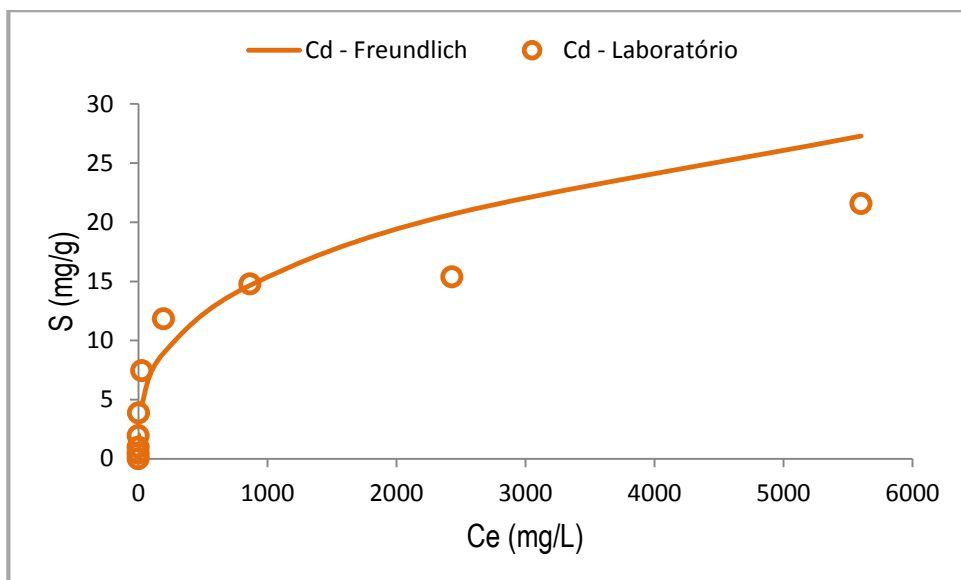
### 1.2 Isotermas de sorção do cádmio:



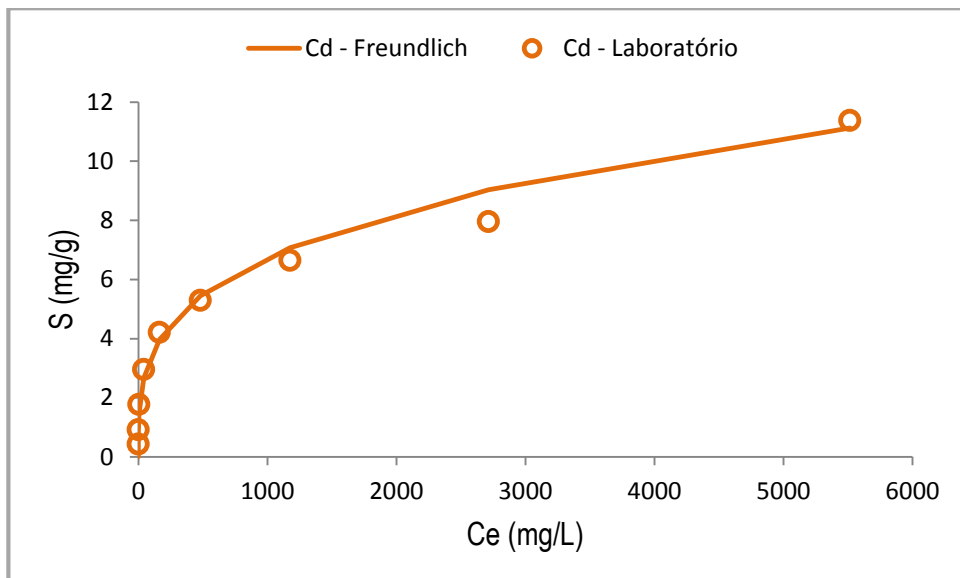
Sorção de  $Cd^{2+}$  - Solo ARG.



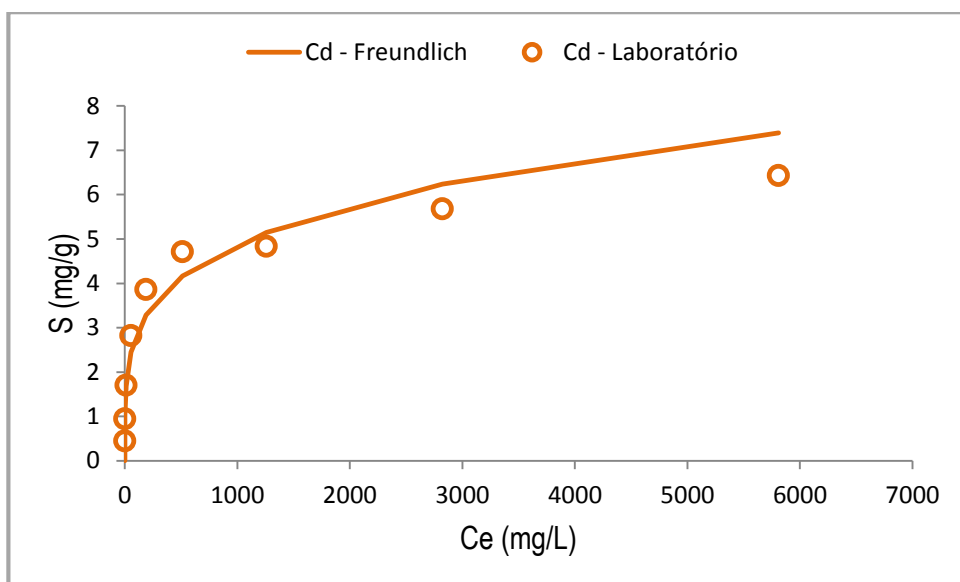
Sorção de Cd<sup>2+</sup> - Solo AR.



Sorção de Cd<sup>2+</sup> - RCD.

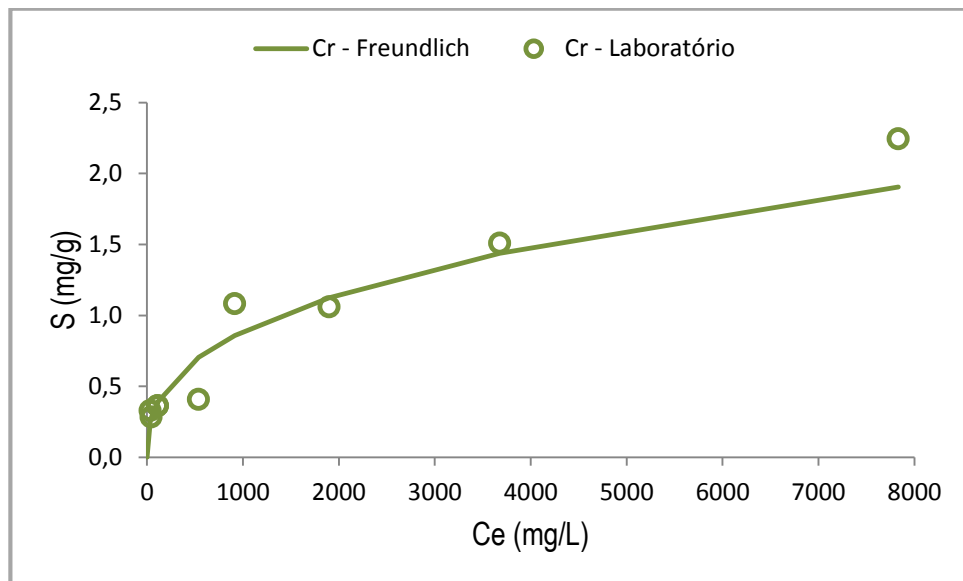


Sorção de Cd<sup>2+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

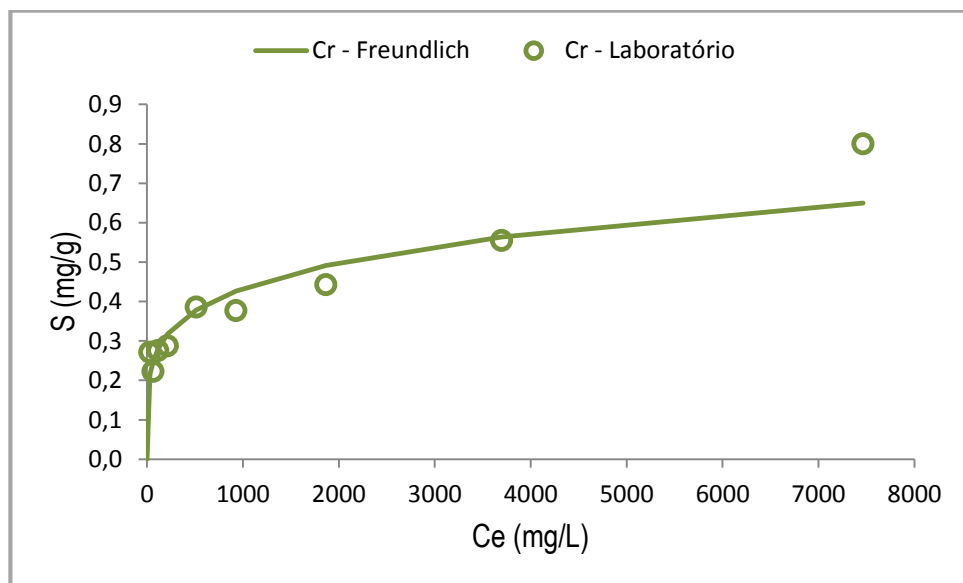


Sorção de Cd<sup>2+</sup> - 70%AR:30%RCD.

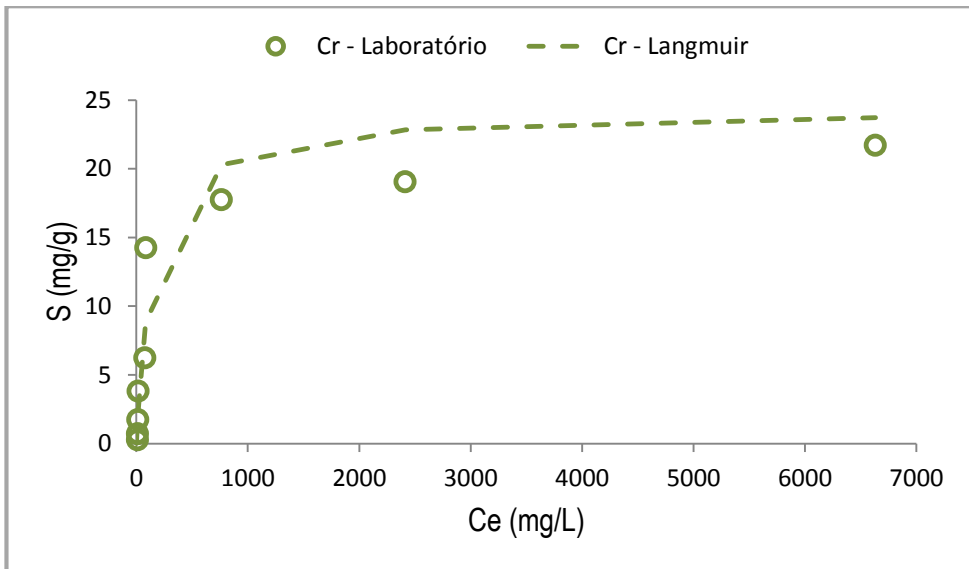
### 1.3 Isotermas de sorção do cromo:



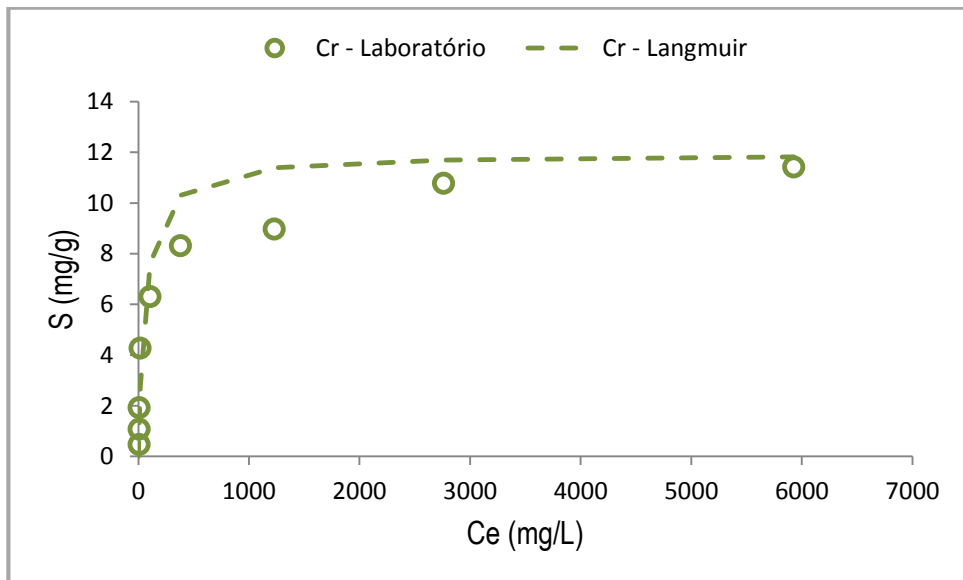
Sorção de Cr<sup>3+</sup> - Solo ARG.



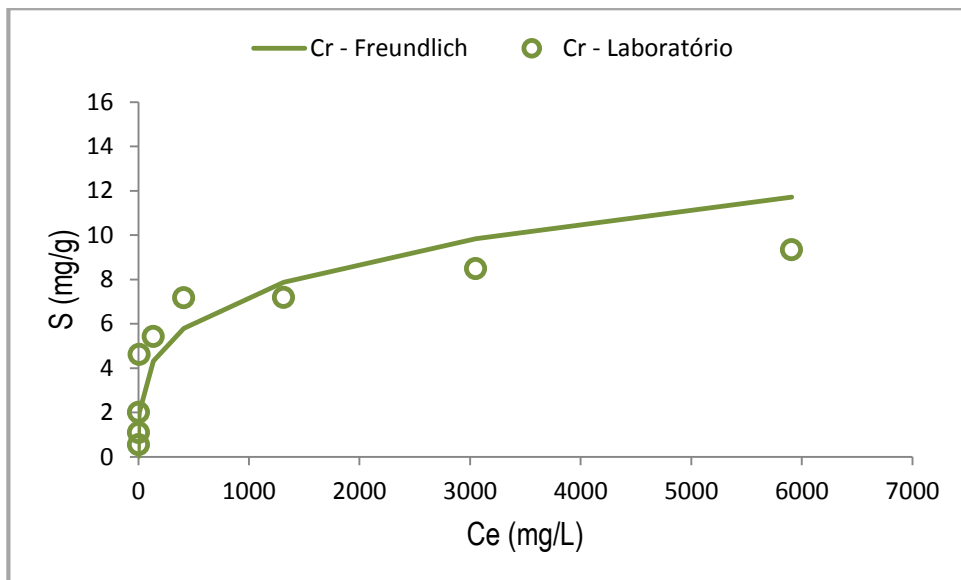
Sorção de Cr<sup>3+</sup> - Solo AR.



Sorção de Cr<sup>3+</sup> - RCD.

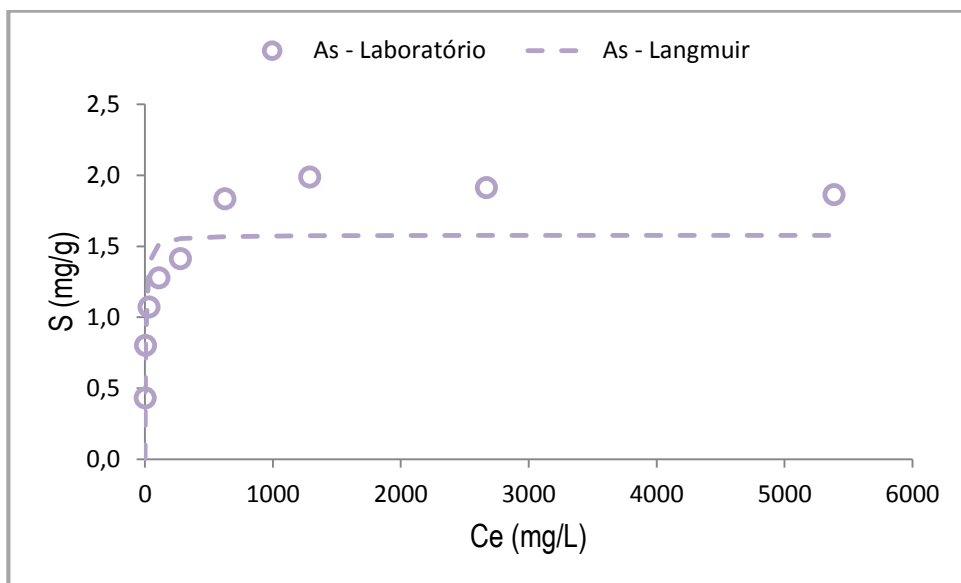


Sorção de Cr<sup>3+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

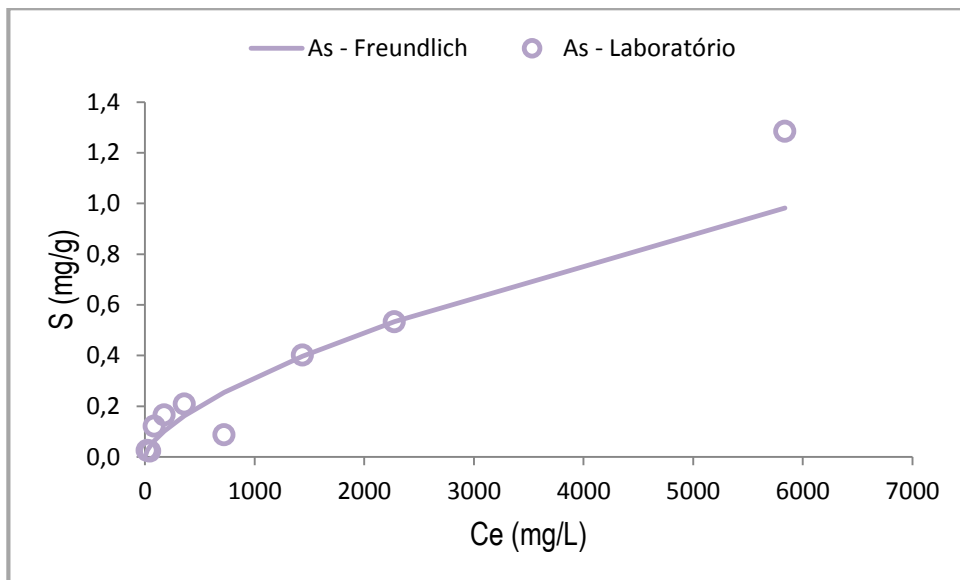


Sorção de  $\text{Cr}^{3+}$  - 70%AR:30%RCD.

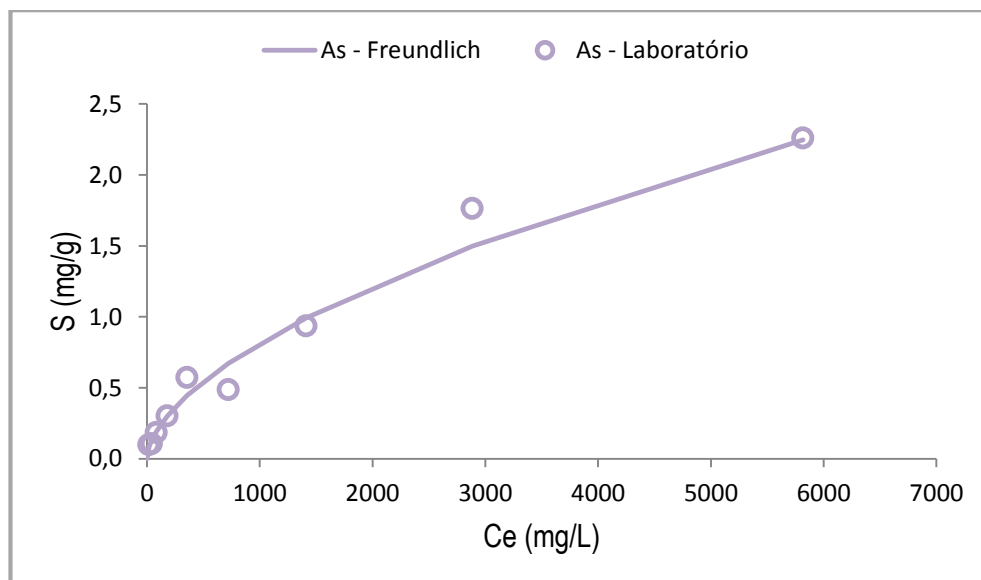
#### 1.4 Isotermas de sorção do arsênio:



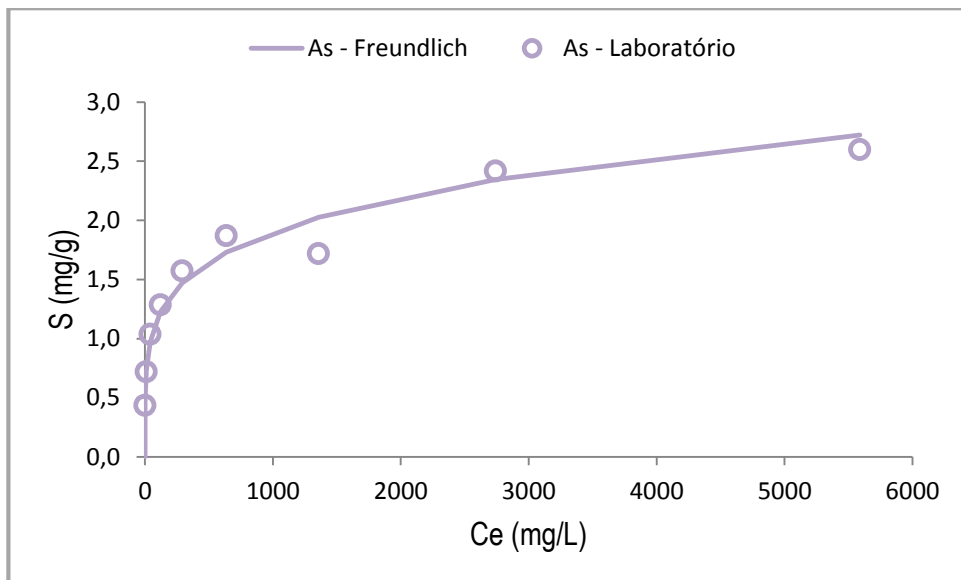
Sorção de  $\text{As}^{5+}$  - Solo ARG.



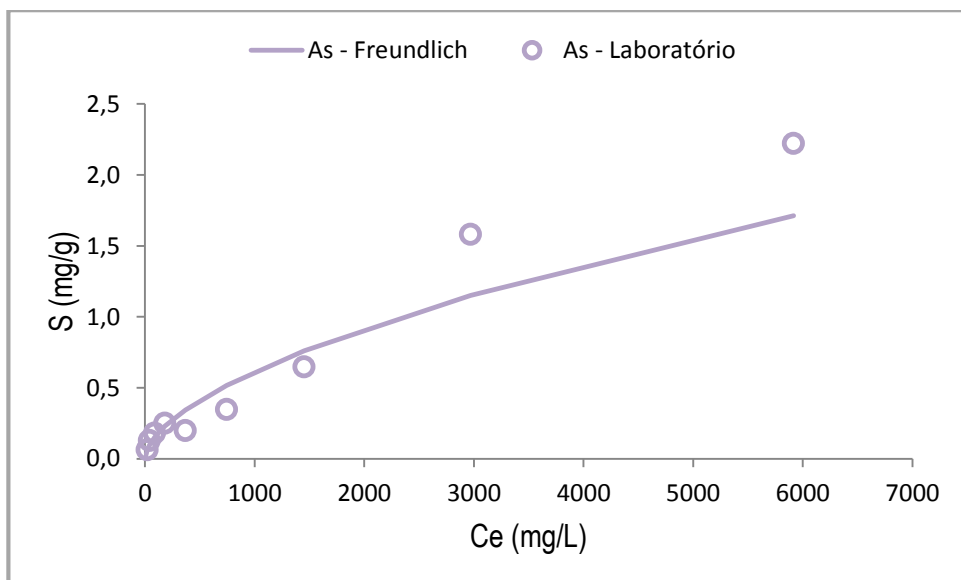
Sorção de  $As^{5+}$  - Solo AR.



Sorção de  $As^{5+}$  - RCD.



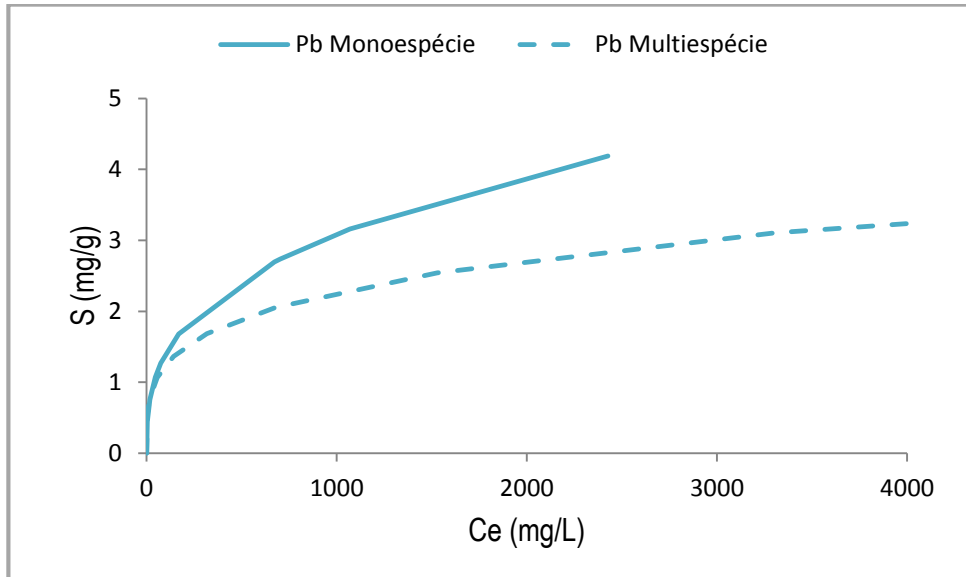
Sorção de  $As^{5+}$  - 70%ARG:30%RCD.



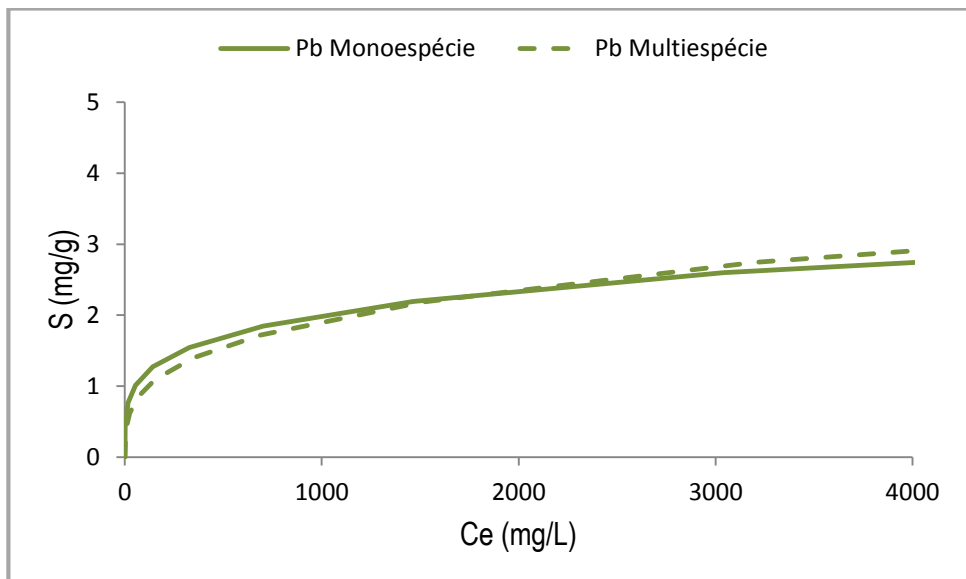
Sorção de  $As^{5+}$  - 70%AR:30%RCD.

2. COMPARAÇÃO ENTRE O COMPORTAMENTO DOS METAIS EM SOLUÇÃO MONOESPÉCIE E EM SOLUÇÃO MULTIESPÉCIE EM CADA UM DOS SORVENTES:

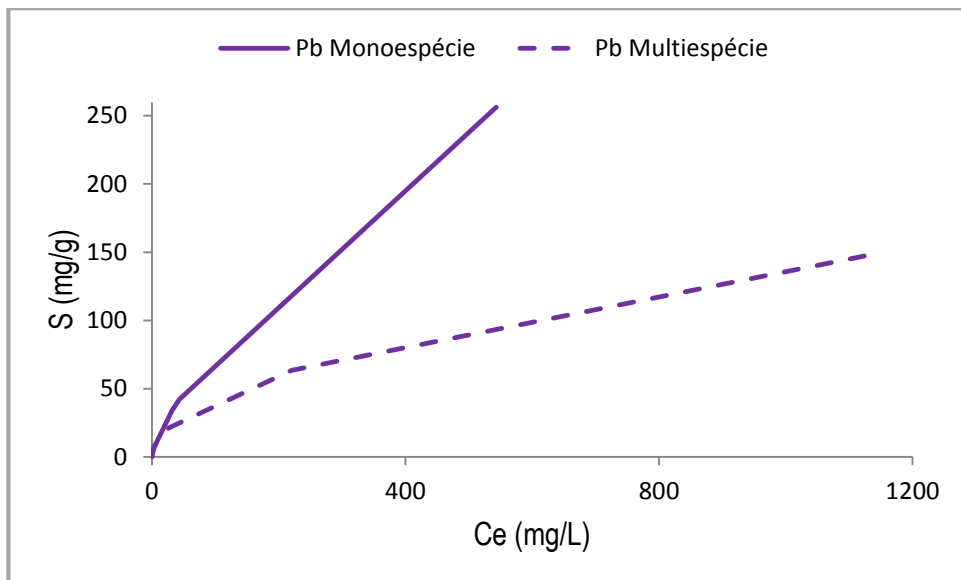
2.1 Isotermas de sorção do chumbo:



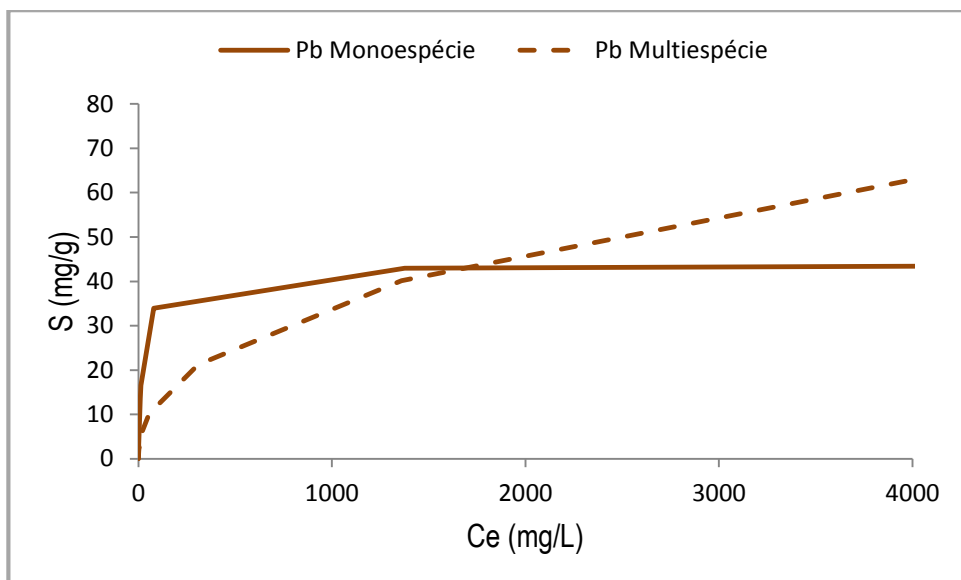
Sorção de  $Pb^{2+}$  - Solo ARG.



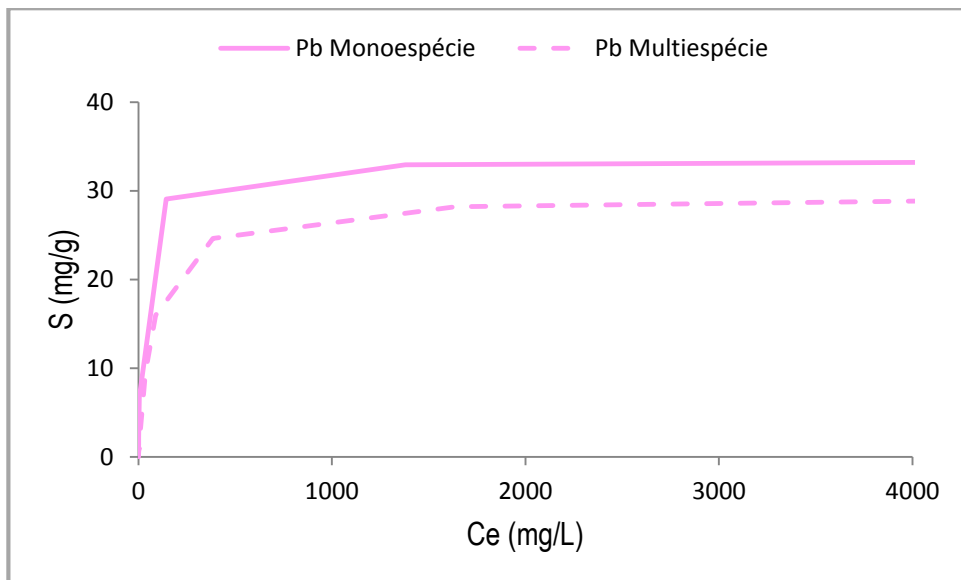
Sorção de  $Pb^{2+}$  - Solo AR.



Sorção de Pb<sup>2+</sup> - RCD.

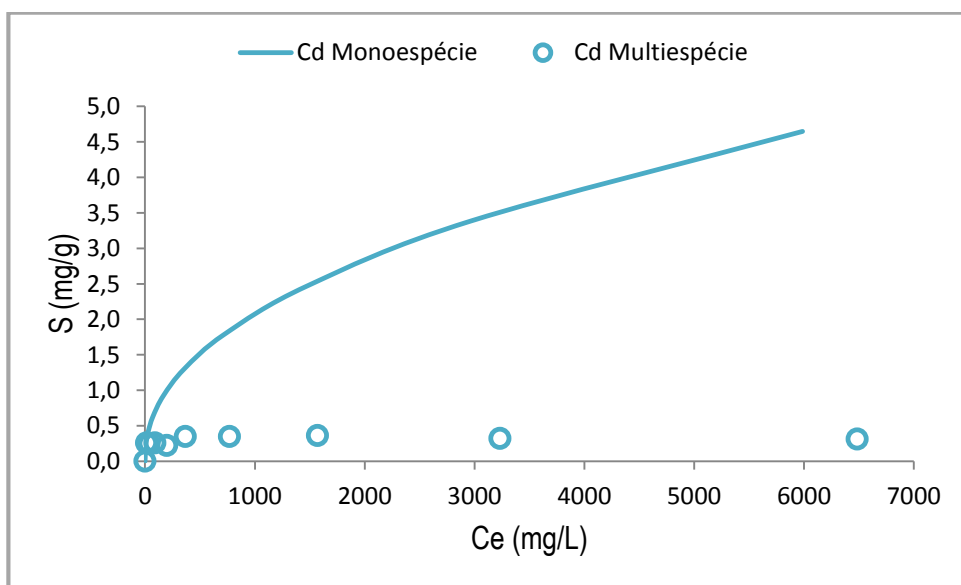


Sorção de Pb<sup>2+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

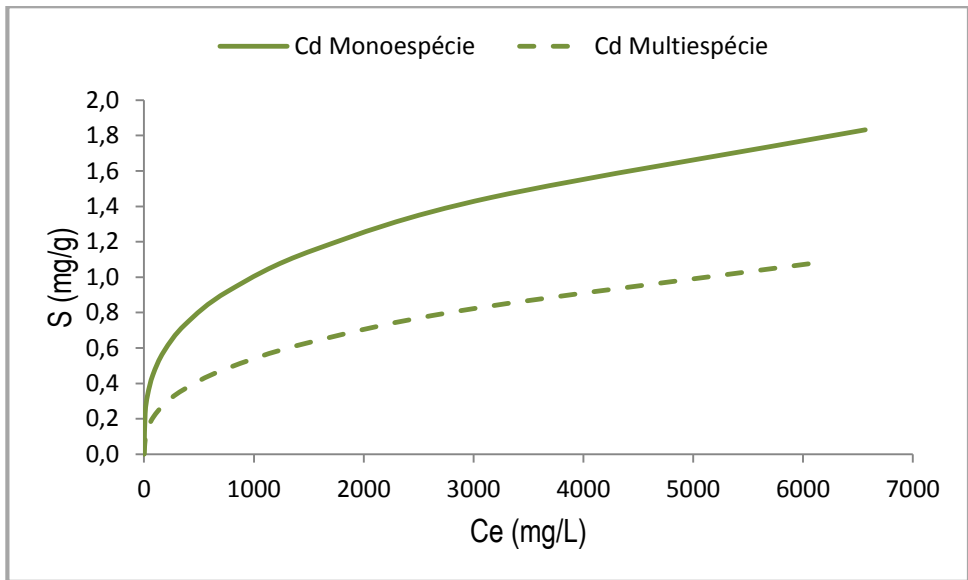


Sorção de Pb<sup>2+</sup> - 70%AR:30%RCD.

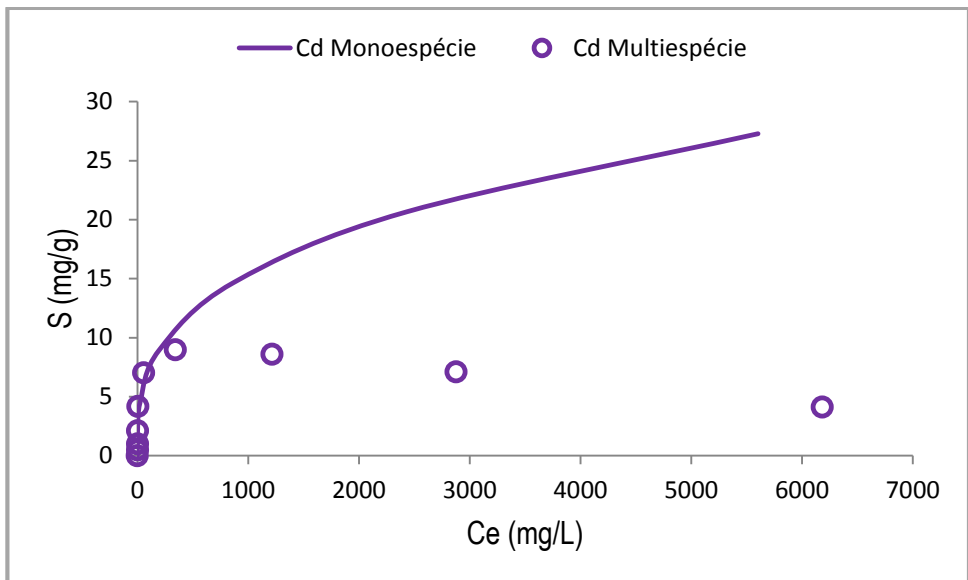
## 2.2 Isotermas de sorção do cádmio:



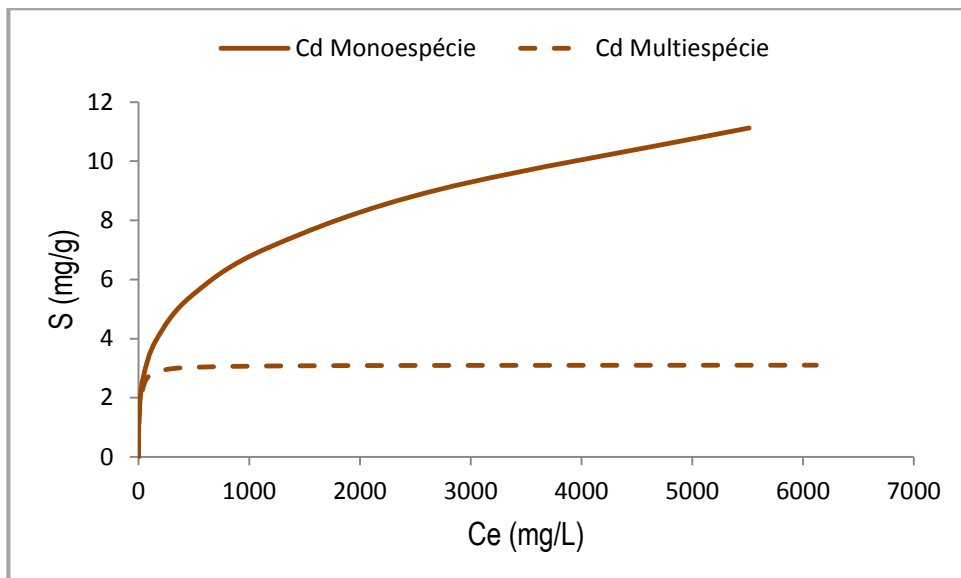
Sorção de Cd<sup>2+</sup> - Solo ARG.



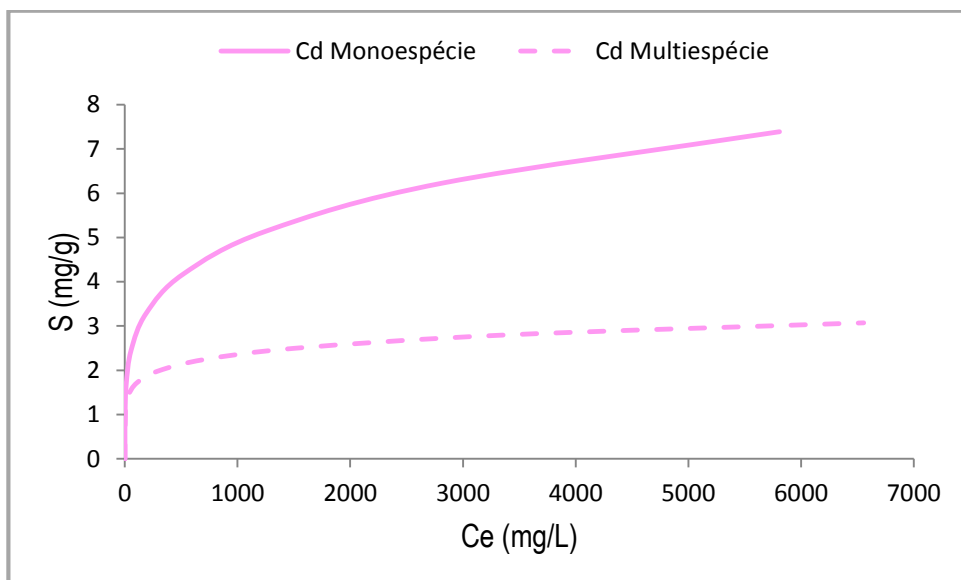
Sorção de Cd<sup>2+</sup> - Solo AR.



Sorção de Cd<sup>2+</sup> - RCD.

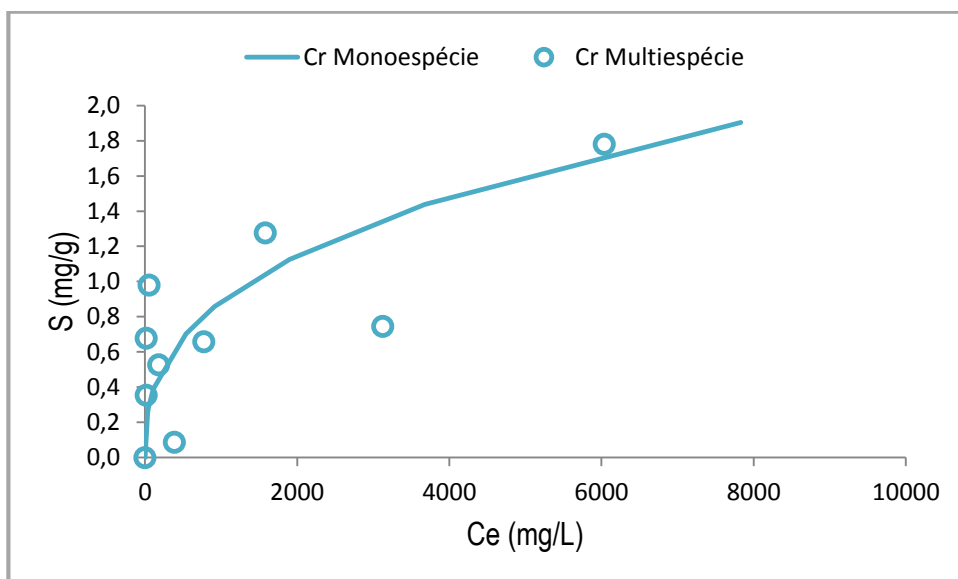


Sorção de Cd<sup>2+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

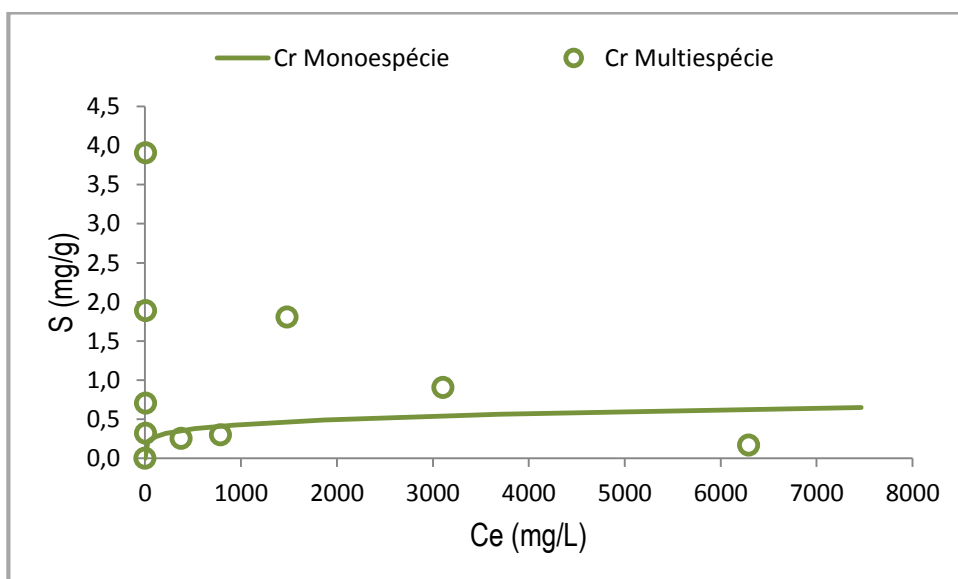


Sorção de Cd<sup>2+</sup> - 70%AR:30%RCD.

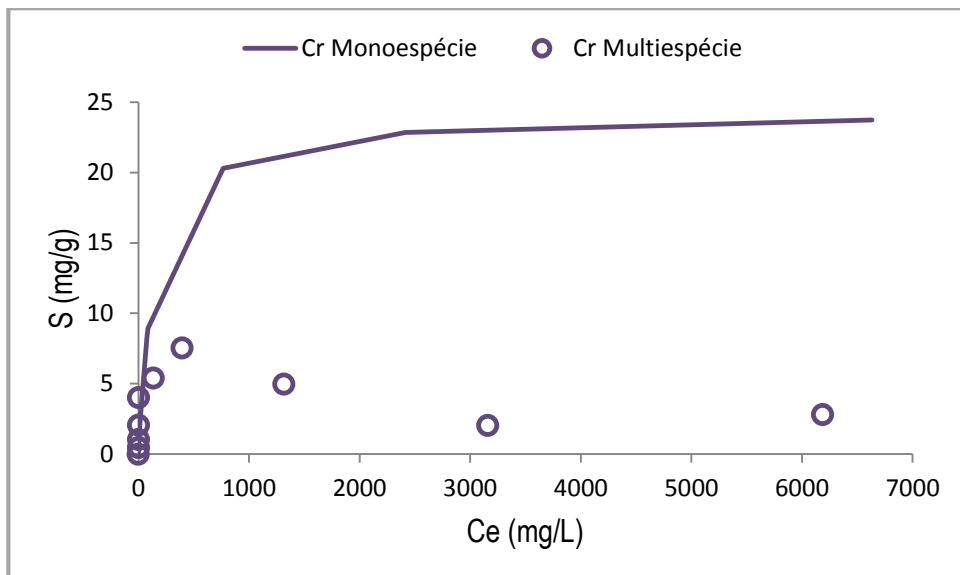
### 2.3 Isotermas de sorção do cromo:



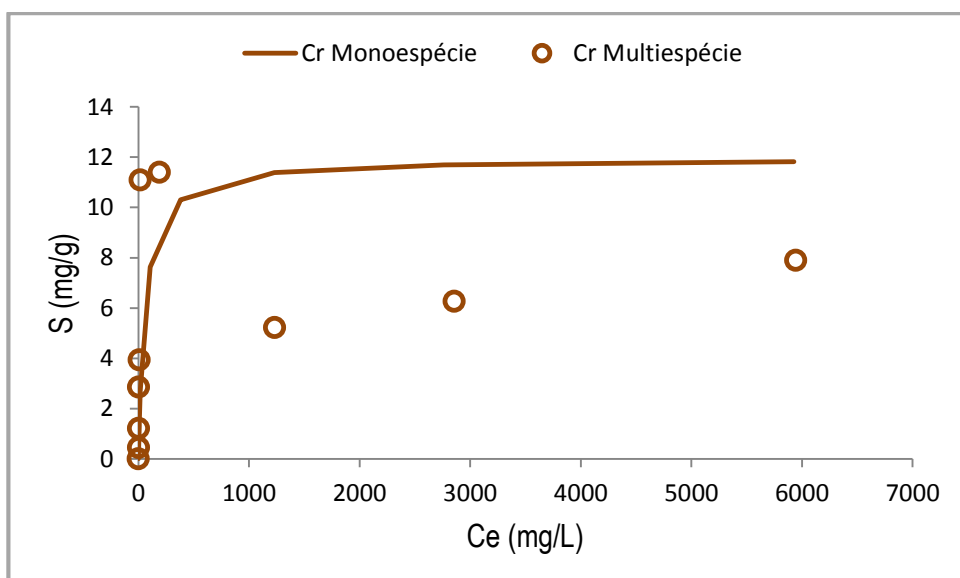
Sorção de Cr<sup>3+</sup> - Solo ARG.



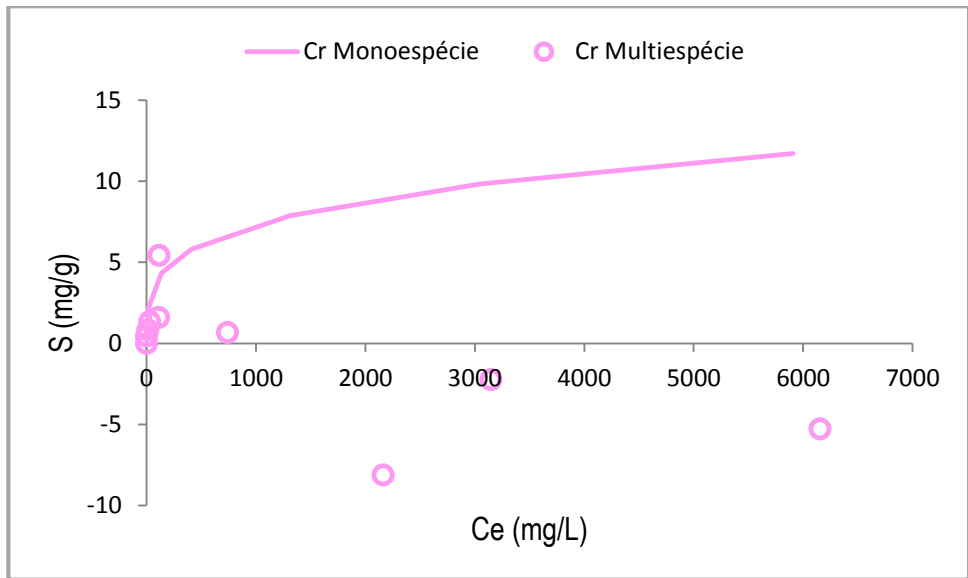
Sorção de Cr<sup>3+</sup> - Solo AR.



Sorção de Cr<sup>3+</sup> - RCD.

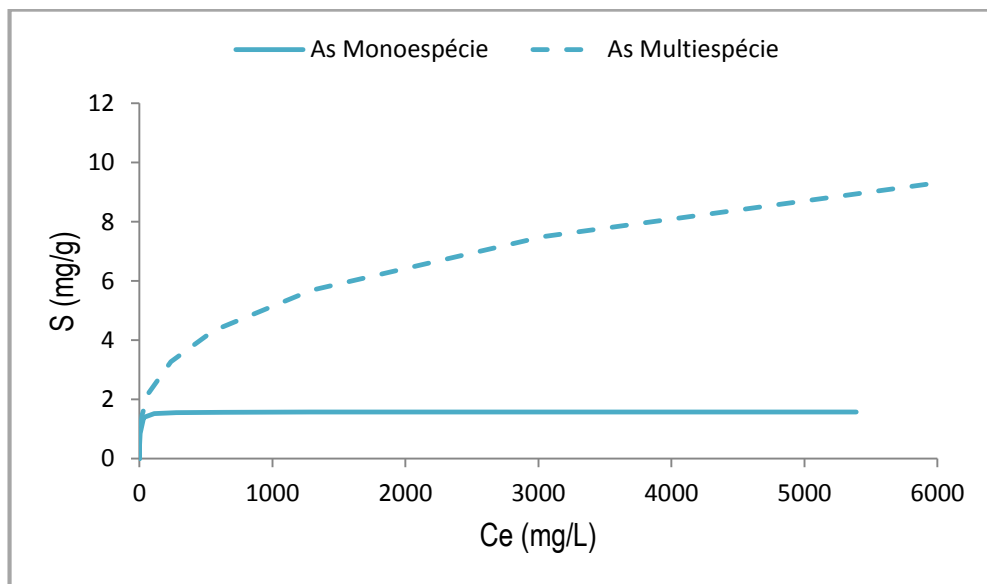


Sorção de Cr<sup>3+</sup> - 70%ARG:30%RCD.

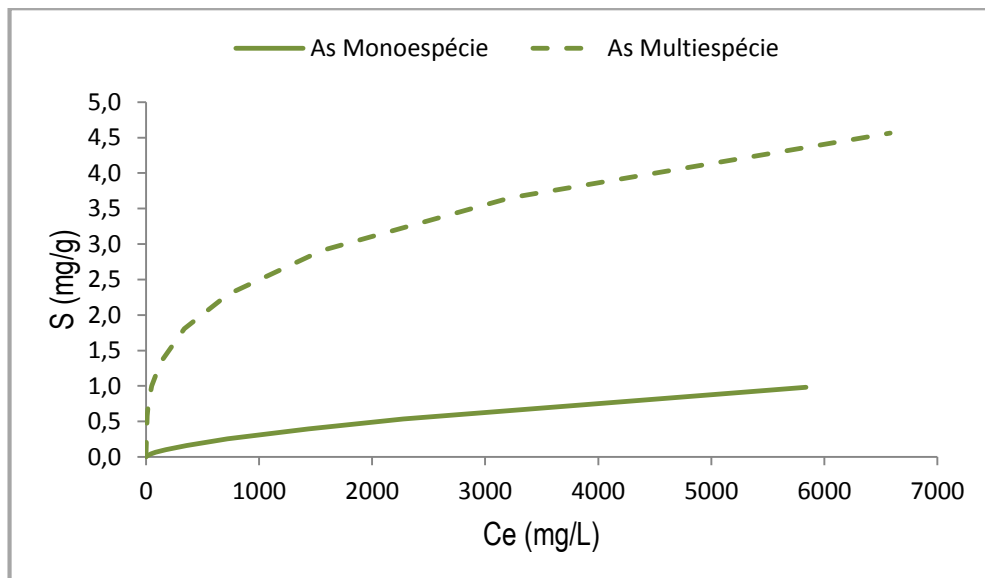


Sorção de Cr<sup>3+</sup> - 70%AR:30%RCD.

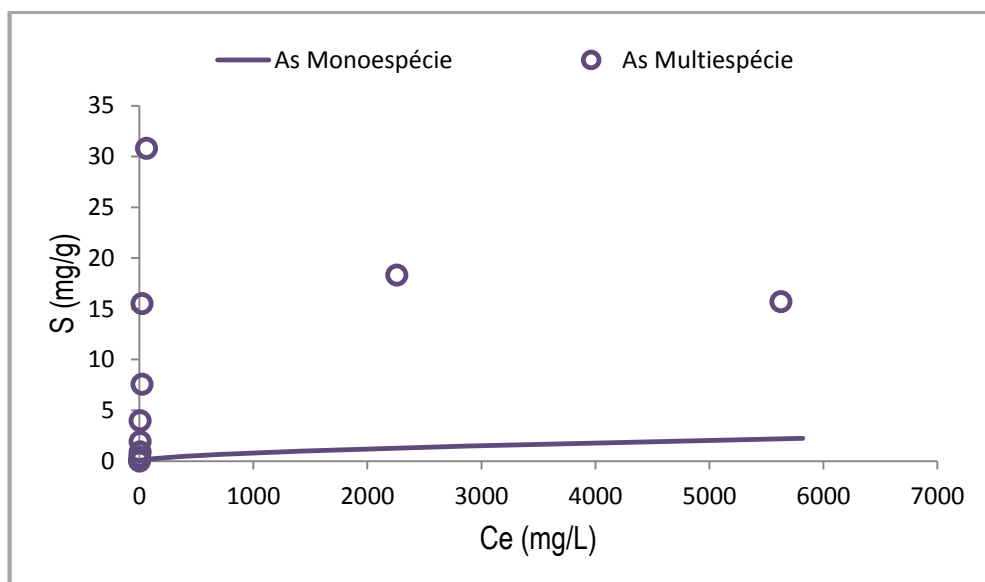
#### 2.4 Isotermas de sorção do arsênio:



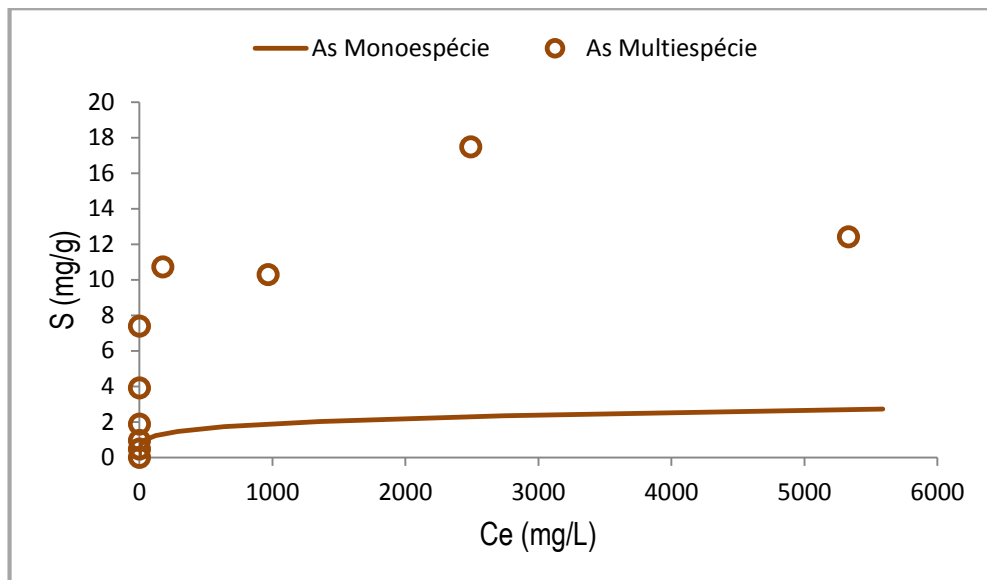
Sorção de As<sup>5+</sup> - Solo ARG.



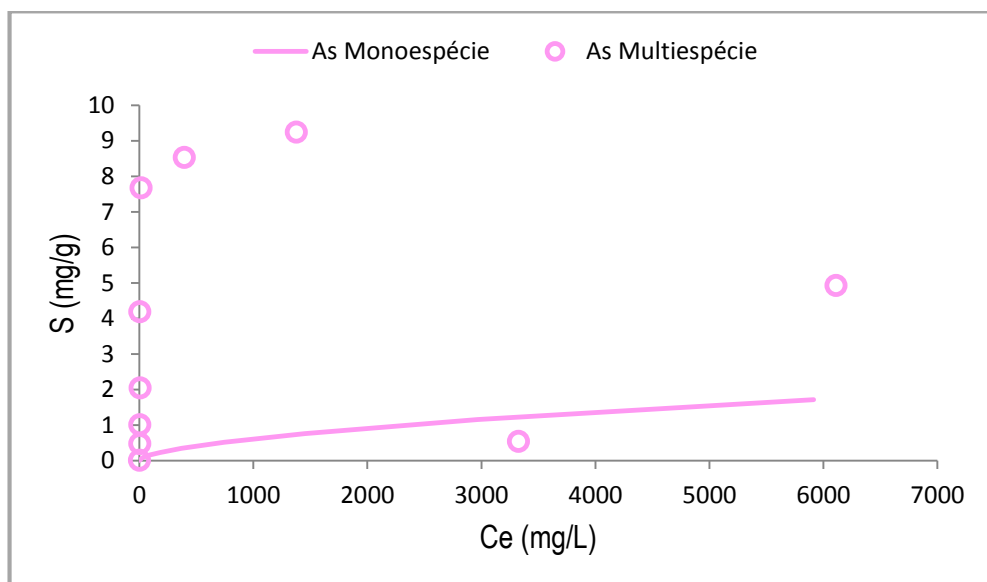
Sorção de  $As^{5+}$  - Solo AR.



Sorção de  $As^{5+}$  - RCD.



Sorção de  $As^{5+}$  - 70%ARG:30%RCD.



Sorção de  $As^{5+}$  - 70%AR:30%RCD.