

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOTECNIA

**ESTUDOS DE BARREIRAS DE SOLO
COMPACTADO PARA RETENÇÃO DE
CONTAMINANTES**

RENATA CONCIANI

**ORIENTADOR: NEWTON MOREIRA DE SOUZA, DSc.
CO-ORIENTADOR: ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE,
DSc**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM GEOTECNIA

PUBLICAÇÃO: GDM 194/2011

BRASÍLIA / DF: MAIO DE 2011.

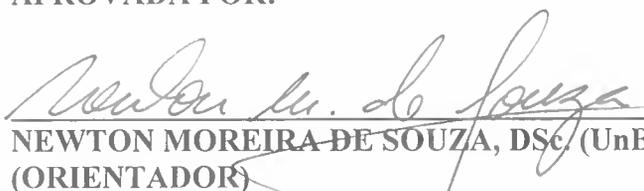
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOTECNIA

ESTUDOS DE BARREIRAS DE SOLO
COMPACTADO PARA RETENÇÃO DE
CONTAMINANTES

RENATA CONCIANI

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL DA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO
DO GRAU DE MESTRE.

APROVADA POR:


NEWTON MOREIRA DE SOUZA, DSc. (UnB)
(ORIENTADOR)


ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, DSc. (UnB)
(CO-ORIENTADOR)


LUIS FERNÁNDO MARTINS RIBEIRO, DSc. (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)


REJANE NASCENTES, DSc. (UFV)
(EXAMINADORA EXTERNA)

DATA: BRASÍLIA, 30 DE MAIO DE 2011.

FICHA CATALOGRÁFICA

CONCIANI, RENATA.

Estudos de Barreiras de Solo Compactado para Retenção de Contaminantes.

(xxi), 138 p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Geotecnia, 2011)

Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental

1. Barreiras compactadas

2. Contaminação de solos

3. Ensaios em coluna

4. Metais pesados

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

CONCIANI, R. (2011). Estudos de Barreiras de Solo Compactado para Retenção de Contaminantes. Dissertação de Mestrado, Publicação GDM 194/2011, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 138 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Renata Conciani

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Estudos de Barreiras de Solo Compactado para Retenção de Contaminantes

GRAU / ANO: Mestre / 2011

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.



Renata Conciani

reconciani@gmail.com

renata.conciani@conceitoeg.com.br

Dedico este trabalho à Deus, nosso criador, aos meus pais, Wilson e Roseli, que estiveram comigo ao longo desta jornada. E ao meu grande e maior companheiro de todas as horas, Bruno.

“E desceu a chuva, e correram rios, e assopraram ventos, e combateram aquela casa, e não caiu, porque estava edificada sobre a rocha.”

Mateus, 7,25.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, sempre, em primeiro lugar, à Deus, que é graças ao Nosso Senhor, que tudo isto foi possível.

Em segundo lugar agradeço à minha família, principalmente aos meus pais, por estarem sempre, ao meu lado, me apoiando em todas as minhas decisões e sendo meus maiores exemplos de vida. Minha irmã Fernanda, que nem sempre esteve próxima, mas sempre presente e pronta para dar suas contribuições.

Ao meu namorado, Bruno, que por ser também engenheiro geotécnico, contribuiu de forma mais direta que todos os outros, me auxiliando com prontidão, desde os ensaios laboratoriais até à própria redação.

Ao meu orientador, Newton, que com sua formidável dedicação, deu sugestões e ideias essenciais para o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao meu co-orientador, André, que se prestou a co-orientar esta dissertação com muito esmero, mesmo chegando quando esta já estava em andamento.

Aos meus mestres, que me ensinaram os conceitos mais básicos da geotecnia, por menores e simples que fossem.

Aos meus amigos, em especial à Livia, que com suas palavras de afeto, me apoio e suportou durante toda esta caminhada.

Aos meus colegas de mestrado que caminharam comigo desde o início. E aos demais, que já estavam antes de mim no programa, que me orientaram no início. Também aos que chegaram depois, que com sua amizade e coleguismo, garantiram uma ótima convivência ao longo da pesquisa. Assim como aos colegas de outros programas, mas não menos presentes.

Aos colegas que contribuíram de forma mais direta, como Wisley e Allan, que como químicos, deram um olhar alternativo à pesquisa. Também ao colega Juan Díaz, que compartilhou seus conhecimentos e contribuiu estudando o tema comigo.

Aos laboratoristas, técnicos, faxineiros, que fizeram até mais do que suas obrigações, para me ajudar. Em especial eu cito Ricardo, Thiago e Vanilson, técnicos do laboratório de geotecnia.

À professora Izabel, de prontidão para dar qualquer auxílio com respeito ao laboratório de geotecnia, além de sua amizade.

À secretária do programa de Geotecnia da UnB, Cida, que sempre se preocupou em ajudar à todos os alunos deste programa.

Aos departamentos: Geociências, Geoquímica, Recursos Hídricos e Mecânica, que atenderam às minhas necessidades, de acordo com o que podiam oferecer.

Ao Programa de Pós Graduação em Geotecnia, por ofertar esta oportunidade de crescimento.

E aos órgãos de financiamento da pesquisa, CAPES e CNPq, que sem estes recursos, nada seria possível.

ABSTRACT

The compacted clay soil barriers are the most currently used in landfills in Brazil. Their design requires knowledge of environmental, hydrogeological and also the materials' parameters involved in the procedure, such as waterproofing the porous as well as the chemical properties of the contaminant mass, among others. The study of transport starts with laws of flow and extends to different mechanisms that generate mass contaminants' displacement. They can be physical, chemical or biological and generally act in a coupled, but each has its own particularities. This study attempts to explain how the movement of some heavy metals, commonly presents in leachate from landfills, generated by biological decomposition of municipal solid waste combined with rain water forming a liquid contaminant. These metals are as chromium (Cr) and nickel (Ni) that, in this study, was used as the synthetic form, in prepared solutions. These were percolated through a compacted tropical clay soil simulating an impermeable barrier. The hydrogeological parameters of transport were generated from laboratory testing, such as the batch equilibrium test and simulation was performed using one-dimensional column tests for which settled the boundary conditions themselves. Thus it was evaluated the transport of the components studied on the porous mass analyzed. Transportation was predominantly governed by physical mechanisms advective or diffusive. The results of this research have ratified the fact that the permeability in tropical compacted soil samples origin is very sensitive to compaction and the porosity of the material, generating significant changes in soil structure and consequently varying the hydraulic conductivity along time. It was also observed that the nickel (Ni) has a greater mobility in the material studied compared with Chromium (Cr) which showed high levels of hysteresis under different conditions of concentration. Another conclusion of this research is that even if the barriers have low levels of waterproofing hydraulic conductivity, the mobility of some metals present in the leachate can allow that cations exceed soil layers, contaminating the soil foundation of the landfill and finally the groundwater located thereunder.

RESUMEN

Las barreras de suelo arcilloso compactadas siguen siendo usadas en la actualidad como sistemas de impermeabilización de rellenos sanitarios en el Brasil. El dimensionamiento de estas, exige el máximo conocimiento de las normas ambientales y también los parámetros hidrogeológicos de los materiales que intervienen en el proceso, tales como el medio poroso impermeabilizante así como las propiedades químicas de la masa contaminante entre otras. El estudio del fenómeno de transporte, parte del estudio de las leyes de flujo y se extienden para los diferentes mecanismos que generan el desplazamiento de las masas contaminantes. Estos mecanismos pueden ser físicos, químicos o biológicos que generalmente actúan de forma acoplada, sin embargo, cada uno de ellos posee sus propias particularidades. Este estudio pretende explicar, cómo se da el movimiento de algunos metales pesados presentes comúnmente en los lixiviados de los rellenos sanitarios, generados por la descomposición biológica de los residuos sólidos urbanos combinados con las aguas lluvias formando un líquido contaminante. Es el caso de elementos como el Cromo (Cr) y el Níquel (Ni), elementos que se hicieron pasar a través de un suelo arcilloso compactado, de origen tropical, que simula una barrera impermeabilizante. Los parámetros hidrogeológicos de transporte fueron generados a partir de ensayos de laboratorio entre los cuales se destaca la ejecución del ensayo de equilibrio en lote y la simulación fue realizada a través de ensayos unidimensionales de columna para los cuales se establecieron condiciones de contorno propias. De esta forma se evaluó si el transporte de los componentes estudiados sobre el medio poroso analizado es predominantemente regido por los mecanismos físicos de advección o difusión. Los resultados de este trabajo ratificaron el hecho de que, la permeabilidad en muestras de suelo compactados de origen tropical, es muy sensible a la energía de compactación y a la porosidad del material, generando alteraciones significativas en la estructura del suelo y consecuentemente variando la conductividad hidráulica con el tiempo. Se observó también, que el elementos contaminantes como el Níquel (Ni) tiene una mayor movilidad en el material estudiado comparado con el Cromo (Cr) que presento elevados valores en su coeficiente de retardo sobre diferentes condiciones de concentración. Una de las conclusiones de esta investigación es que, sin importar que las barreras impermeabilizantes tengan bajos valores de conductividad hidráulica, la movilidad de algunos metales presentes en los lixiviados de los rellenos sanitarios pueden hacer con que cationes en particular alcancen horizontes de suelo localizadas debajo de la cota de compactación, logrando contaminar el suelo de fundación del relleno y finalmente las posibles aguas subterráneas ubicadas en el.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 - OBJETIVOS DA PESQUISA	2
1.2 - ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 – CONTAMINAÇÃO DO SOLO E ÁGUA.....	4
2.1.1 - PRINCIPAIS CONTAMINANTES EM MEIOS AQUÁTICOS.....	4
2.1.2 – CONTAMINAÇÃO DO SOLO.....	5
2.2 – ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	8
2.2.1 - PARÂMETROS DE CONTROLE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS	9
2.4 – ESTRUTURA DOS SOLOS.....	11
2.4.1 – SOLOS TROPICAIS.....	12
2.4 – BARREIRAS DE SOLO COMPACTADO.....	14
2.5 - TRANSPORTE DE POLUENTES EM SOLOS.....	17
2.5.1. - ADVECÇÃO	19
2.5.2 – DIFUSÃO MOLECULAR.....	23
2.5.3 - DISPERSÃO HIDRODINÂMICA.....	23
2.5.4 – SORÇÃO.....	25
2.7 - ENSAIO EM COLUNA	32
2.7.1 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DIFUSÃO MOLECULAR.....	34
2.7.2 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISPERSÃO HIDRODINÂMICA	35
2.7.3 – DETERMINAÇÃO DO FATOR DE RETARDAMENTO.....	35
2.7.4 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISPERSIVIDADE	35
2.7.5 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISTRIBUIÇÃO.....	35
2.8. - IMPORTÂNCIA DOS MECANISMOS DE TRANSPORTES.....	36
2.9 - CONDUTIVIDADE E SALINIDADE EM SOLOS	37

2.9.1 - MÉTODOS DE MEDIÇÃO DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	39
2.9.2 - PRINCÍPIOS BÁSICOS DE MEDIDAS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA APARENTE.....	40
2.9.3 - FATORES QUE INFLUENCIAM A CONDUTIVIDADE ELÉTRICA APARENTE.....	40
2.9.4 - MEDIDAS DA SALINIDADE DO SOLO	41
2.10 - METAIS PESADOS EM SOLOS	43
2.11 - DETERMINAÇÃO DE ARGILOMINERAIS PELA TÉCNICA DE DIFRATOMETRIA DE RAIOS X.....	45
2.12 - EXTRAÇÃO DE METAIS DO SOLO	46
3. MATERIAIS E MÉTODOS	48
3.1 – COLETA DO SOLO E PREPARAÇÃO PARA O ENSAIO.....	48
3.2 – ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO	49
3.2.1 - CLASSIFICAÇÃO TRB	50
3.2.2 - CLASSIFICAÇÃO SUCS	50
3.2.3 - CLASSIFICAÇÃO TÁTIL VISUAL E ENSAIOS MANUAIS.....	51
3.2.4 - CLASSIFICAÇÃO MCT (MINIATURA COMPACTADA TROPICAL)	51
3.3 - CURVA DE COMPACTAÇÃO.....	56
3.4 - CURVA CARACTERÍSTICA	56
3.5 - ANÁLISE QUÍMICA.....	59
3.6 - ANÁLISE MINERALÓGICA.....	59
3.7 - ENSAIOS COM CONTAMINANTES	61
3.7.1 - ENSAIO DE SORÇÃO	62
3.7.3 - ENSAIO EM COLUNA	67
4. RESULTADOS	77
4.1 – ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO	77
4.1.1 - CLASSIFICAÇÃO TRB	80
4.1.2 - CLASSIFICAÇÃO SUCS	81

4.1.3 - CLASSIFICAÇÃO TÁTIL VISUAL E ENSAIOS MANUAIS	82
4.1.4 - CLASSIFICAÇÃO MCT.....	83
4.2 - ENSAIOS DE COMPACTAÇÃO.....	86
4.3 - CURVA CARACTERÍSTICA	89
4.4 - ANÁLISE QUÍMICA E MINERALÓGICA.....	92
4.5 - ENSAIOS COM CONTAMINANTES	95
4.6.1 - ENSAIO DE SORÇÃO	95
4.6.2 - ENSAIO EM COLUNA	103
4.6.3 - DETERMINAÇÕES REALIZADAS NOS CORPOS DE PROVA APÓS O ENSAIO EM COLUNA.....	119
5. CONCLUSÕES.....	123
5.1 - CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL ESTUDADO	123
5.2 - ENSAIOS DE EQUILÍBRIO EM LOTE	124
5.3 - ENSAIO EM COLUNA.....	124
5.4 - DIMENSIONAMENTO DE LINER.....	129
5.5 - SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	131
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	133

Quadro 4.18 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 3.....	112
Quadro 4.19 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 3.....	113
Quadro 4.20 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 4.....	114
Quadro 4.21 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 4.....	115
Quadro 4.22 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 4.....	116
Quadro 4.23 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 5.....	117
Quadro 4.24 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 5.....	117
Quadro 4.25 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 5.....	118
Quadro 5.1 – Resumo dos parâmetros de todos os ensaios.	126

LISTADE FIGURAS

Figura 2.1 - Formas de contaminação do solo e água subterrânea. (Modificado de Fetter, 1992).....	7
Figura 2.2 - Processo de formação dos minerais. (Adaptado de Buckman e Brady, 1960, Macedo e Lemos, 1961, citado por Camapum de Carvalho <i>et al</i> , 2006).....	13
Figura 2.3 - Mecanismos associados à migração de contaminantes em solos. (modificado Thomé, 2010).	18
Figura 2.4 - Coeficientes de permeabilidade e seus respectivos tipos de solo e ensaios. (Cavalcante, 2010)	20
Figura 2.5 - Curvas de compactação e curvas de permeabilidade. (modificado Lambe <i>et al.</i> , 1969).....	21
Figura 2.6 - Mecanismos físicos de mistura em escala microscópica. (Fetter, 1992).....	24
Figura 2.7 - Isoterma Linear.....	30
Figura 2.8 - Isotermas de sorção: Linear, Freundlich e Langmuir.....	31
Figura 2.9 - Esquema do método de medida de eletro-resistividade com o arranjo de 4eletrodos: eletrodos de corrente C_1 e C_2 ; eletrodos de potencial P_1 e P_2 e a o espaçamento entre os eletrodos.....	41
Figura 2.10 - Distribuição aproximada dos comprimentos de ondas das radiações eletromagnéticas. Os raios-X utilizados em análises difratométricas têm comprimento de onda em torno de 1 Å (modificado de Formoso, 1984 citado por Guimarães, 1999).....	45
Figura 2.11 - Esquemas de reflexão dos raios x. Fonte: Guimarães, 1999.....	46
Figura 3.1 - Localização do local de coleta do solo.....	48
Figura 3.2 - Procedimentos para caracterização do solo.....	49
Figura 3.3 - Procedimentos para classificação.....	50
Figura 3.4 - Procedimentos para classificação MCT.	52
Figura 3.5 - Procedimentos para classificação MCT expedita.....	55
Figura 3.6 - Realização do ensaio de compactação com o cilindro pequeno.....	56
Figura 3.7 - Sequencia de preparação das pastilhas para curva característica.	58
Figura 3.8 - Procedimento de montagem e desmontagem do ciclo de molhagem.....	59
Figura 3.9 - Procedimentos para ensaio de sorção.....	67
Figura 3.10 - Reservatórios do ensaio em coluna.	68
Figura 3.11 - Esquema geral do ensaio em coluna.....	68
Figura 3.12 - Detalhe do cilindro do ensaio em coluna.	69

Figura 3.13 - Procedimentos preparatórios para ensaio em coluna.	70
Figura 3.14 - Montagem do cilindro para o ensaio em coluna.....	71
Figura 3.15 - Procedimentos para leituras do ensaio em coluna.....	72
Figura 3.16 - Comparação da curva de compactação desejada e atingida e a permeabilidade em cada cilindro piloto.	74
Figura 4.1 - Curvas granulométricas do solo.	77
Figura 4.2 - Carta de Plasticidade para Classificação SUCS	81
Figura 4.3 - Teste de desagregabilidade submersa.....	82
Figura 4.4 - Gráfico 1 para classificação MCT: curvas Mini MCV	83
Figura 4.5 - Gráfico 2 para classificação MCT: família de curvas de compactação.	84
Figura 4.6 - Gráfico para classificação de solos, MCT.....	85
Figura 4.7 - Carta de classificação do método das pastilhas.....	86
Figura 4.8 - Curva de mini compactação.	87
Figura 4.9 - Curvas de compactação	88
Figura 4.10 - Curvas características sucção total em função da saturação e da umidade.	90
Figura 4.11 - Curvas características sucção mátrica.	91
Figura 4.12 - Difractometria de raios-x para determinação de argilominerais.....	93
Figura 4.13 - Gráficos de modelos de isotermas de sorção.....	97
Figura 4.14 - Gráficos de modelos de isotermas de sorção.....	98
Figura 4.15 - Ensaio de sorção com Cr^{3+} e Ni^{2+}	100
Figura 4.16 - Isotermas de Freundlich e Langmuir para os dois tipos de contaminantes.	101
Figura 4.17 - Valores de massa sorvida para ambos os metais, para ambas as situações.....	101
Figura 4.18 – Curvas de transporte de contaminantes do ensaio no cilindro 1.....	105
Figura 4.19 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 1.....	106
Figura 4.20 – Curva de transporte de contaminantes no ensaio do cilindro 2: Salinidade em função do volume de poros.	108
Figura 4.21 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 2.....	110
Figura 4.22 – Curva de transporte de contaminantes do ensaio no cilindro 3: Salinidade em função do volume de poros.	111
Figura 4.23 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 3.....	113
Figura 4.24 – Curva de transporte de contaminantes do ensaio do cilindro 4: Salinidade em função do volume de poros.	114
Figura 4.25 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 4.....	116
Figura 4.26 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 5.....	118

Figura 4.27 - Variação de umidade ao longo do eixo vertical do corpo de prova após ensaio em coluna.	119
Figura 4.28 - Variação de saturação ao longo do eixo vertical do corpo de prova após ensaio em coluna.	120
Figura 4.29 - Distribuição da concentração de cromo no corpo de prova após ensaio em coluna.	121
Figura 4.30 - Distribuição da concentração de níquel no corpo de prova após ensaio em coluna.	121
Figura 4.31 - Distribuição da concentração de metais no corpo de prova após ensaio em coluna C1.....	122
Figura 5.1 - Relação da umidade, massa específica seca e permeabilidade.	125
Figura 5.2 - Relação entre permeabilidade e massa específica aparente seca, do ensaio em coluna.	128
Figura 5.3 - Relação entre permeabilidade e porosidade, do ensaio em coluna.	128
Figura 5.4 - Relação entre umidade de compactação e massa específica aparente seca, do ensaio em coluna.	129
Figura 5.5 - Gráfico auxiliar no dimensionamento do <i>liner</i> : variação da concentração x espessura.....	129
Figura 5.6 - Gráfico auxiliar no dimensionamento do <i>liner</i> : variação da concentração x tempo.....	130

C	Concentração do soluto na fase líquida
c'	Coefficiente angular da parte mais inclinada e retilínea da curva de Mini-MCV correspondente a condição Mini-MCV =10
C ₀	Concentração do soluto na fase inicial
C _c	Coefficiente de curvatura (curva granulométrica)
cm	Centímetro
cm/s	Centímetro por segundo
cm ³	Centímetro cúbico
C _t	Contração, expressa em mm
C _u	Coefficiente de não uniformidade
D	Coefficiente de difusão molecular em solução aquosa livre
d	Diâmetro médio dos grãos
d	Coefficiente angular da parte retilínea mais inclinada do ramo seco da curva de compactação, correspondente a 10 golpes obtido na realização do ensaio de compactação Mini-MCV
D*	Coefficiente de difusão molecular
dS/m	Deci-Siemens/metro
D _y	Coefficiente de dispersão hidrodinâmica
e	Índice de vazios
e	Coefficiente auxiliar calculado com parâmetros do ensaio para a classificação MCT
EC _{sc}	Condutividade elétrica da superfície de condutância
EC _{ss}	Condutividade elétrica da fase sólida endurecida
EC _{wc}	Condutividade elétrica do caminho só de líquido
EC _{ws}	Condutividade elétrica do caminho solo-água
EC _{1:5}	Eletro-condutividade medida em solução de 1:5
EC _a	Eletro-condutividade aparente do solo
EC _{SE}	Eletro-condutividade medida em extrato de saturação (<i>saturation extract</i>)
EC _t	Condutividade elétrica da solução
<i>et al.</i>	E outros
F	Fluxo difusivo
g	Grama
g	Gravidade

G_s	Massa específica real dos grãos relativa da água
h	Hora
HCl	Ácido clorídrico
HNO_3	Ácido nítrico
i	Gradiente hidráulico
IG	Índice de grupo
K	Coefficiente de permeabilidade
K	Constante da célula medidora de condutividade
k	Permeabilidade
K^+	Cátion de Potássio
K_d	Coefficiente de distribuição ou adsorção
K_f	Constante proporcional à capacidade de adsorção
K_y	Coefficiente de permeabilidade hidráulica na direção y
m	Expoente de sedimentação
m	Metro
m	variável auxiliar da função erro
M_d	Massa de solo seco da porção desprendida do corpo de prova, em gramas
M_0	Massa de solo correspondente a 1 cm do corpo de prova logo após a compactação MCT, em gramas
M_i	Massa utilizada na compactação inicial pela classificação MCT
m/s	Metros por segundo
m^2/g	Metros quadrados por grama
m^3	Metro cúbico
meq	Miliequivalente
$mg.kg^{-1}$	Miligramas por quilo
mg/l	Miligramas por litro
ml	Mililitro
mm	Milímetro
n	Porosidade
n	Ordem do número de raios difratados a diferentes ângulos de incidência
NH_4^+	Amônia
N°	Número

Pe	Número de Peclet
pH	Potencial hidrogeniônico
P_i	Perda de massa por imersão, em porcentagem
PPM	Partes por milhão
Q	Vazão de água que passa pela seção de área A
R_d	Fator de retardamento
R_t	Resistência elétrica medida
S	Massa de adsorvente sólido
S_m	Máxima concentração específica de soluto sorvido
t	Tempo
u_a	Pressão na fase ar
u_w	Pressão na fase água
V_a	Velocidade de advecção no solo
v	Velocidade linear média
V	Volume
V_{inf}	Amplitude do sinal eletromagnético depois da reflexão do início da sonda
V_0	Volume inicial
V_0^*	Amplitude do sinal eletromagnético gerado pela TDR
V_y	Volume percolado pela amostra de comprimento y
x	Distância
y	Altura do corpo de prova
Z_0	Impedância característica da sonda
Z_u	Impedância no cabo
W	Umidade

Letras Gregas

$\frac{dh}{dy}$	Gradiente hidráulico
$\frac{\partial c}{\partial t}$	Gradiente de concentração no tempo
$\frac{\partial c}{\partial y}$	Gradiente de concentração no espaço
ΔH	Diferença da carga hidráulica entre dois pontos de uma coluna de solo
$\Delta H/\Delta L$	Gradiente hidráulico

ΔL	Comprimento por onde passam as linhas de fluxo
θ_{sc}	Fase sólida endurecida do solo
θ_{ss}	Volume da superfície de condutância
θ_{wc}	Conteúdo volumétrico de água no caminho de água
θ_{ws}	Conteúdo volumétrico de água no caminho solo+água
$\frac{d\psi}{dz}$	Gradiente hidráulico para o caso não saturado
μ	Viscosidade do fluido
μm	Micro-metro
α	Constante empírica para o cálculo da EC
α_y	Coefficiente de dispersividade
β	Tangente da curva experimental $C/C_0 \times V/V_v$
ϵ	Declividade da curva de sorção com o aumento da concentração de equilíbrio
ρ_w	Densidade do fluido
σ_w	Condutividade elétrica do meio poroso
v	Velocidade do fluxo, Velocidade Linear Média, ou velocidade de Infiltração
v_y	Velocidade de percolação
ρ_d	Massa específica do solo seco
$\mu g.L^{-1}$	Microgramas por litro
$\mu S/cm$	Micro-Siemens/centímetros

1. INTRODUÇÃO

Um dos motivos do tema desta pesquisa é a preocupação com o meio ambiente. Um exemplo de desastre ambiental com cromo ocorreu nos Estados Unidos, nos anos 90, ao qual foi tema de um filme de grande repercussão. Foram trágicos os efeitos da contaminação por cromo da população de Hinkley, uma pequena cidade da Califórnia. O correu que o cromo (VI), usado para tirar ferrugem das máquinas e liberado em grande quantidade, desde 1966, por uma empresa de eletricidade, teria contaminado os lençóis freáticos na região. Essa contaminação seria a causa de várias doenças produzidas na população da localidade, inclusive câncer.

No Brasil, a indústria de couro (curtume), e de forma semelhante na indústria de galvanoplastia, o tratamento dos efluentes industriais gera um resíduo sólido que é denominado de lodo e que contém porcentagens de cromo. O lodo pode ser acondicionado em recipientes, pode não ser incinerado ou ser guardado indefinidamente em condições ótimas, ao abrigo de intempéries, insolação e outros agentes que possam romper o recipiente e espalhar o resíduo na natureza.

A maior parte do cromo não se dissolve facilmente na água e pode fixar fortemente ao solo. Uma pequena quantidade de cromo em solo, no entanto, vai se dissolver na água e pode mover do solo para a água subterrânea. O movimento de cromo no solo depende do tipo e condição do solo e outros fatores ambientais.

O outro metal estudado nesta pesquisa foi o níquel. Os mais graves efeitos nocivos à saúde quanto à exposição ao níquel, são bronquite crônica, redução da função pulmonar e câncer do pulmão e da cavidade nasal. Essas doenças ocorreram em pessoas que respiraram poeira contendo certos compostos de níquel, enquanto trabalhava em refinarias de níquel.

O níquel pode ser liberado para o ambiente das pilhas de grandes fornos usados para fazer ligas ou de usinas e incineradores de lixo. O níquel que sai das chaminés de usinas são em forma de pequenas partículas de poeira que se depositam no solo. O níquel também pode ser

liberado em águas residuais industriais. Em condições ácidas, o níquel é mais móvel no solo e pode penetrar nas águas subterrâneas.

A água sempre foi o bem mais importante para a sobrevivência humana. Um dos insumos básicos que o corpo humano necessita para viver. Com o passar dos séculos e o aumento da população, este bem tem se tornado cada vez mais precioso para a humanidade, pois muitas das atividades antrópicas acabam por destituir a água das propriedades mínimas para o consumo humano. Em outras palavras, a água potável é cada vez mais escassa, isto é, a quantidade de água não tratada só aumenta em conjunto com o crescimento da população. Há algum tempo já se fala do desenvolvimento sustentável, e a Organização das Nações Unidas (ONU) já toma suas providências para diminuir os impactos ao ambiente natural, de onde a humanidade ainda tira o seu sustento. No Brasil, foi publicada no Diário Oficial da União, a Lei 9605 – Lei de Crimes Ambientais de 12/02/1998, que dispõe sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. A água não contaminada é, assim, um importante tema transversal no âmbito dos Objetivos do Milênio para o Desenvolvimento das Nações Unidas.

1.1 - OBJETIVOS DA PESQUISA

Buscou-se neste trabalho estudar um solo para avaliar o seu potencial no uso de barreira de contaminante. Para isto, foram realizados ensaios de caracterização, convencionais e não convencionais de estudos geotécnicos e também ensaios geoambientais. O objetivo específico foi estudar os parâmetros de transportes de contaminantes em uma barreira de solo compactado, utilizando um solo típico de Brasília, Distrito Federal.

Esse solo foi coletado no Setor Noroeste da cidade de Brasília, por se encontrar em fase de escavação durante a pesquisa o que facilitou a coleta de amostras. O setor Noroeste de Brasília é um local que está sendo urbanizado atualmente e contará com infra estrutura básica habitacional para uma população de 70.000 habitantes.

Os ensaios de caracterização incluíram análise química e mineralógica, curva característica (de sucção) e classificações de solo, que compreendem a classificação específica para solos tropicais. Esta classificação tem objetivo avaliar o comportamento do solo sob condições variadas de compactação e gradiente. Com os resultados dos ensaios geoambientais, determinou-se os parâmetros de transporte: os coeficientes de dispersão hidrodinâmica e de

distribuição, coeficiente de dispersividade e fator de retardamento para o Ni^{2+} e Cr^{3+} a partir de soluções sintéticas de cloreto de níquel e cloreto de cromo. Os ensaios de sorção foram realizados com soluções constituídas pelos cloretos citados, em diversas concentrações, com a finalidade de se verificar as relações entre esses e os parâmetros de transporte.

1.2 - ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está dividida em 5 capítulos, buscando, desta forma, um desenvolvimento lógico dos assuntos abordados na pesquisa conforme descritos a seguir:

- Capítulo 1: Apresenta o contexto da pesquisa e o objetivo da mesma.
- Capítulo 2: Consiste de uma revisão bibliográfica abordando os principais assuntos ao qual se buscou abranger no decorrer da pesquisa. Esse capítulo contribuiu para que se estabelecessem os métodos da pesquisa.
- Capítulo 3: É descrita a metodologia empregada para o desenvolvimento do trabalho experimental, com detalhes sobre a realização de cada ensaio.
- Capítulo 4: Apresenta os resultados dos ensaios realizados e comentários sobre os mesmos.
- Capítulo 5: Apresenta as análises dos resultados e a síntese de todos os tipos de ensaio. Neste capítulo são feitas as conclusões de cada parte da pesquisa. Também são feitas sugestões para pesquisas futuras.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – CONTAMINAÇÃO DO SOLO E ÁGUA

A definição de contaminante segundo Braga *et al.*(2005) e Miller Jr. (2008) é o produto encontrado em um determinado meio, em concentração em níveis abaixo do tolerável em relação a critérios adotados. E a definição de poluente segundo estes autores é o produto encontrado em um determinado meio, em concentração em níveis acima do tolerável em relação a critérios adotados. Partindo desses dois conceitos, conclui-se que a poluição é uma alteração indesejável nas características físicas, químicas, ou biológicas da água, ar ou solo. Ela pode causar prejuízo à saúde, à sobrevivência ou às atividades dos seres humanos e outras espécies ou ainda deteriorar materiais.

2.1.1 - PRINCIPAIS CONTAMINANTES EM MEIOS AQUÁTICOS

Os contaminantes são classificados de acordo com sua natureza e com os principais impactos causados pelo seu lançamento no meio aquático (Braga *et al.* 2005). Entre eles, encontram-se os poluentes orgânicos biodegradáveis, os poluentes orgânicos recalcitrantes ou refratários, os metais, os nutrientes, os organismos patogênicos, e os sólidos em suspensão.

A matéria orgânica biodegradável lançada na água será degradada pelos organismos decompositores presentes no meio aquático.

A digestão de uma determinada substância depende não somente da possibilidade dela fornecer energia para os organismos, mas também da existência de organismos capazes de digeri-la. Alguns exemplos de compostos orgânicos dessa natureza são: defensivos agrícolas, detergentes sintéticos e petróleo.

Todos os metais podem ser solubilizados pela água, podendo gerar danos à saúde em função da quantidade ingerida pela sua toxicidade, ou de seu potencial carcinogênico, mutagênico ou teratogênico. O cromo (metal alvo desta pesquisa) é um exemplo de metal teratogênico. Outro problema relacionado aos metais é que, mesmo em concentrações diminutas, eles podem

gerar danos importantes aos organismos aquáticos e ao homem. Em muitos casos tais concentrações são inferiores à capacidade de detecção desses metais em laboratório.

Algumas formas de poluição de meios aquáticos são:

- Excesso de nutrientes que pode levar ao crescimento excessivo de alguns organismos aquáticos prejudicando determinados usos dos recursos hídricos.
- Organismos patogênicos cujas classes mais comuns associadas a algumas doenças transmitidas pela água e pelo esgoto são: bactérias, vírus, protozoários e helmintos.
- Os sólidos em suspensão que aumentam a turbidez da água o que reduz as taxas de fotossíntese e prejudica a procura de alimento para algumas espécies, prejudicando a cadeia alimentar.
- A temperatura que afeta características físicas, químicas e biológicas do meio aquático como: densidade da água, solubilidade dos gases, taxa de sedimentação do fitoplâncton, a tensão superficial, as reações químicas e o metabolismo dos organismos aquáticos.
- A radioatividade que pode levar à morte ou então causar danos à saúde do homem e outros organismos. A exposição prolongada pode provocar o aparecimento de várias doenças como câncer, além de causar danos à gerações futuras.

2.1.2 – CONTAMINAÇÃO DO SOLO

Os contaminantes podem atingir às águas subterrâneas devido à diversas atividades humanas, tais como agricultura, mineração, energia nuclear, disposição de resíduos industriais e urbanos e outros. Tão impactantes são as atividades industriais e agrícolas no que se refere à substâncias lançadas no substrato, que há itens referentes à cada uma dessas atividades nas legislações vigentes que delimitam tais limites. Os limites máximos estão dispostos na seção 2.2.1 desta dissertação.

Segundo Gusmão (2002), algumas das formas de contaminação do solo se dão por:

- Fontes projetadas para a descarga de substâncias como fossas sépticas e poços de injeção bem como resíduos de esgoto, podem conter microrganismos, como bactérias patogênicas e vírus, que podem contaminar as águas subterrâneas.
- Fontes projetadas para armazenar, tratar e/ou dispor substâncias, descarga através de vazamentos, como aterros sanitários, lagoas de decantação, pilhas de estêreis, barragens de rejeitos, tanques de estocagem (subterrâneos ou não), locais de disposição de fontes radioativas. Os postos de combustível automobilístico são, geralmente, fontes poluentes da água subterrânea, assim como os líquidos que são armazenados em fossas, desde que atinjam terrenos permeáveis.
- Fontes projetadas para o transporte de substâncias como oleodutos, tubulações, vazamentos durante o transporte (rodoviário, ferroviário e marítimo)
- Fontes que descarregam substâncias como consequência de outras atividades como práticas de irrigação, aplicação de pesticidas e fertilizantes, drenagem de mineração alimentação de animais, drenagem urbana. As substâncias como os pesticidas ou herbicidas utilizados na agricultura podem atingir a água subterrânea através da água de irrigação que penetra no solo. Os produtos resultantes da drenagem de minas de carvão e de metais podem contaminar a superfície e posteriormente as águas subterrâneas. Resíduos eliminados pelas indústrias e pelas bases militares podem ser altamente tóxicos, contendo altas contaminações de metais pesados e outros produtos perigosos.
- Fontes que induzem uma alteração no padrão de fluxo da água subterrânea como poços de produção e escavações subterrâneas.
- Fontes que ocorrem naturalmente e que podem ser influenciadas pela ação do homem como interação entre água superficial e subterrânea, intrusão de água salgada, lixiviação/ infiltração natural.

Outra forma de lançamento de substâncias no solo são os vazamentos, acidentes que podem ocorrer em reservatórios de combustíveis, ou outro fluido com substâncias agressivas, por assim dizer. Tais acidentes podem passar despercebidos quando se tratam de aterros sanitários, por exemplo. Tal como foram projetados e executados, quase nunca se questiona ou monitora-se as células onde se depositam todos os tipos de resíduos, e em alguns casos,

todos misturados. Geralmente resíduos hospitalares, industriais e domésticos são recolhidos juntos e quando muito, passam pelo processo de triagem. Na Figura 2.1 estão ilustradas algumas das formas de poluição do solo, mencionadas nesta seção.

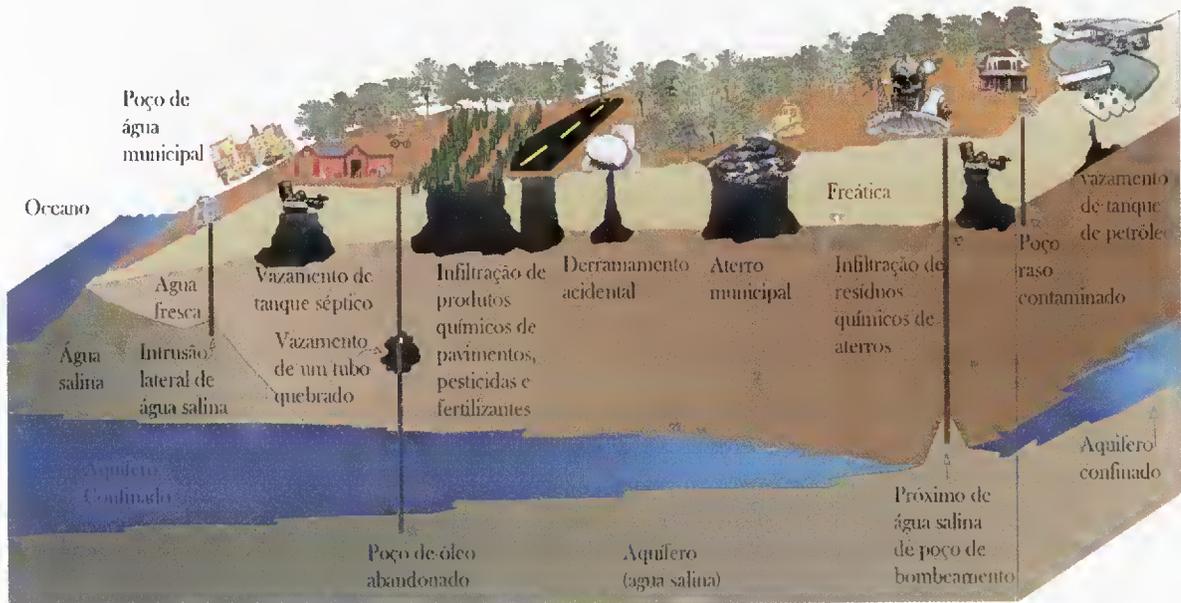


Figura 2.1 - Formas de contaminação do solo e água subterrânea. (Modificado de Fetter, 1992)

Em muitos casos, a contaminação por poluentes de um aquífero cuja água é utilizada na alimentação é muito lenta, pois o seu trajeto é feito através do solo e de rochas permeáveis - não se desloca livremente. Por vezes, é significativo o espaço de tempo que decorre entre a introdução do contaminante num aquífero e a sua presença na água potável, mas em terrenos muito permeáveis a contaminação da água pode ocorrer muito rapidamente.

Segundo Braga *et al.* (2005), a poluição do solo urbano é proveniente dos resíduos gerados pelas atividades econômicas que são típicas das cidades como a indústria, o comércio e os serviços. Para esses autores, a poluição por resíduos sólidos é o problema maior e mais comum para o qual convém dar atenção especial.

Os resíduos sólidos da área urbana são constituídos por desde aquilo que vulgarmente se denomina lixo até resíduos especiais provenientes de processos industriais e de atividades médico-hospitalares. O lixo é definido por mistura de resíduos produzidos nas residências, comércio e serviços e nas atividades públicas, na preparação dos alimentos, no desempenho de funções profissionais e na varrição de logradouros.

2.2 – ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A água subterrânea faz parte do ciclo hidrológico. Ela é um recurso natural indispensável para a vida e para a integridade dos ecossistemas, representando mais de 95% das reservas de água doce exploráveis do globo. A água subterrânea resulta da infiltração da água que provém da precipitação e da alimentação direta dos rios e lagos. Mais da metade da população mundial depende das águas subterrâneas.

Na maior parte dos casos, a água subterrânea é menos contaminada do que a superficial, uma vez que se encontra protegida da contaminação à superfície proveniente dos solos e da cobertura rochosa. É por isso que, em diversas partes do mundo, a maior parte da água que se bebe é água subterrânea. No entanto, o aumento da população humana, as modificações do uso da terra e a industrialização acelerada, podem contaminar as águas subterrâneas.

A água subterrânea poluída só pode ser descontaminada por intermédio de processos caros e demorados. Nos piores casos, o abandono completo da sua utilização durante muito tempo é a melhor solução.

Segundo Amorim (2009) existem diferentes tipos de aquíferos, dentre os quais pode-se destacar: aquíferos porosos; fraturados ou fissurados e os cársticos.

Os aquíferos porosos ocorrem nas chamadas rochas sedimentares e constituem os mais importantes aquíferos pelo grande volume de água que armazenam e por sua ocorrência em grandes áreas. Exemplo disso é o Aquífero Guarani.

Os aquíferos fraturados ou fissurados ocorrem nas rochas ígneas e metamórficas. A capacidade destas rochas em acumularem água está relacionada à quantidade de fraturas existentes. A possibilidade de se ter um poço produtivo dependerá tão somente de o mesmo interceptar fraturas capazes de conduzir a água. Exemplos desse aquífero são as rochas basálticas.

E por fim, os aquíferos cársticos, que são os aquíferos formados em rochas carbonáticas. Eles constituem um tipo peculiar de aquífero fraturado, onde as fraturas, devido à dissolução do carbonato pela água, podem atingir aberturas muito grande (cavernas), criando verdadeiros rios subterrâneos. Esse tipo de aquífero ocorre em regiões com grutas calcárias.

2.2.1 - PARÂMETROS DE CONTROLE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

As resoluções do CONAMA preveem que os órgãos ambientais competentes implantem programas de monitoramento da qualidade do solo e das águas subterrâneas na área de empreendimentos potencialmente poluidores e nas que estiverem em processo de descontaminação. A resolução traz tabelas de valores de referência em qualidade e prevenção e investigação que deverão ser observados pelos estados na classificação da qualidade do solo e determinação das áreas de risco.

A resolução do CONAMA número 357, de 17 de março de 2005, Capítulo 2, no artigo 2º, classifica as águas subterrâneas e superficiais de acordo com três classes: águas doces, que são águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰; águas salobras que tem salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰; e por fim as águas salinas, com salinidade igual ou superior a 30 ‰;

Há ainda, uma subclassificação das águas acima citadas. No caso das águas doces, consta no Capítulo 2, Artigo 4º: *classe especial* que são águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral. *Classe 1* que são águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho. A *classe 2* são as águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário. A *classe 3* corresponde às águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais. E a *classe 4* que classifica águas que podem ser destinadas à navegação; e à harmonia paisagística.

No capítulo 3º são descritos o padrão de qualidade das águas, e estabelecem-se os valores máximos dos parâmetros de controle de qualidade das águas doces. Como este trabalho irá tratar de somente dois contaminantes, cromo e níquel, referencia-se aqui, somente os valores máximos atribuídos a eles pela resolução 357 do CONAMA. A concentração de cromo total

que pode ser encontrado em uma amostra de água doce, é de 0,05 mg/L e a de níquel total 0,025 mg/L.

A resolução número 420 de 28 de dezembro de 2009 do CONAMA trata de critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelecem diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

De acordo com a lista de valores orientadores para solos e para águas subterrâneas, para áreas residenciais, a quantidade de cromo total permitida é de 300 mg.kg⁻¹ de peso seco, enquanto que para o níquel total, é de 100 mg.kg⁻¹ de peso seco. Para áreas industriais, os valores máximos permitidos para cromo e níquel são, respectivamente, 400 mg.kg⁻¹ e 130 mg.kg⁻¹. Os limites para águas subterrâneas é, para qualquer caso, de 50 µg.L⁻¹ para o cromo e 20 µg.L⁻¹ para o níquel. A resolução 396 de 2008, delimita as concentrações máximas desses metais para águas subterrâneas para consumo humano, sendo de 0,05 mg/L para o cromo total e de 0,02 mg/l para o níquel total. A portaria 518, de 2004, do Ministério da Saúde estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Esta portaria limita a concentração máxima de cromo, como padrão de potabilidade em 0,05 mg/L. A norma nada diz sobre a concentração de níquel.

No Quadro 2.1 está um resumo dos códigos ambientais, expondo os limites máximos para o cromo total e o níquel total, para água e solo.

Quadro 2.1 - Limites de cromo e níquel total

PARAMETRO	VALORES LIMITES	REFERENCIA
Padrão de Potabilidade	0,05 mg/L (Cromo)	Portaria 518 - 2004
Parâmetro de qualidade das águas doces	0,05 mg/L (Cromo) 0,025 mg/L (Níquel)	CONAMA 357(2005)
Lançamento de efluentes	0,5 mg/L (Cromo) 2,0 mg/L (Níquel)	CONAMA 357(2005)
Parâmetro de investigação de água subterrânea para consumo humano	0,05 mg/L(Cromo) 0,02 mg/L (Níquel)	CONAMA 396(2008)
Parâmetro de qualidade de solos (Áreas residenciais)	300 mg/kg (Cromo) 100 mg/kg (Níquel) (peso seco)	CONAMA 420(2009)

2.4 – ESTRUTURA DOS SOLOS

Segundo Luchese *et al.* (2002), a fase sólida do solo compreende uma fração mineral, inorgânica, proveniente da decomposição da rocha mãe pela meteorização e, outra orgânica, proveniente da decomposição de restos de organismos vegetais e animais, processo esse denominado de mineralização e humificação.

Conforme Costa (1973), a matéria mineral do solo é constituída principalmente por oxigênio, silício, alumínio e ferro. Isso constitui 90% da matéria do solo, enquanto que os demais 10% são compostos de cálcio, magnésio, sódio, potássio, titânio, fósforo, manganês, enxofre, cloro e outros elementos.

Os componentes inorgânicos da fase sólida do solo, baseando-se nos materiais de origem, podem ser divididos em minerais primários e secundários. Os primários são minerais que não sofreram alterações após a cristalização do magma. São exemplos: feldspato, anfibólios e piroxênios, micas, olivinas e quartzos. Os minerais secundários são aqueles resultantes da alteração dos minerais primários. São compostos inorgânicos de natureza cristalina e são representados pelas argilas bilamelares do grupo 1:1, argilas trilamelares do grupo 1:2, argilas tetralaminares do grupo 2:2, minerais amorfos e minerais interestratificados. (Luchese *et al.*, 2002)

As argilas bilamelares do grupo 1:1 são formadas pelo arranjo de uma lâmina tetraédrica contendo o silício ao centro envolvido por oxigênios, com uma lâmina octaédrica contendo o alumínio ao centro envolvido por oxigênios e hidroxilas. Um exemplo de um mineral 1:1 é a caulinita. Esse mineral possui a estrutura rígida e não expansível, e baixa capacidade de troca catiônica por apresentar poucas substituições isomórficas. (Camapum de Carvalho *et al.*, 2006).

Segundo Luchese *et al.* (2002), as argilas trilaminares do grupo 2:1 formam-se pela união de duas lâminas tetraédricas de Si intercaladas por uma lâmina octaédrica de Al, unidas pelos oxigênios apicais dos octaédricos. As principais representantes desse grupo nos solos tropicais são as vermiculitas, esmectitas e as montmorilonitas. São minerais expansivos e devido à essa capacidade, têm sua superfície de contato aumentada e conseqüentemente, suas participações nos processos dos solos são maiores. As argilas tetralaminares do grupo 2:2 são bem menos frequentes nos solos. Como exemplos pode-se citar as cloritas e brucitas. Os minerais estratificados são misturas de estruturas de minerais alternados regularmente, ou não.

Ao conjunto dos processos de alitização e monossilicização dá-se o nome de laterização. Em regiões tropicais, os minerais dos solos são resultantes da dinâmica química do alumínio, do ferro e da sílica dentro do processo de laterização. (Melfi, *et al.* 1977)

2.4.1 – SOLOS TROPICAIS

Em um perfil de solo tropical são normalmente distinguidos dois tipos de solos: o laterítico e saprolítico.

O solo laterítico, que é um solo residual ou não, intemperizado em condições tropicais e rico em minerais de argila e sesquióxidos. Este solo compõe a camada superficial chamada de horizonte laterítico.

O solo saprolítico, corresponde a camada mais profunda do perfil de solo tropical, na qual o solo mantém a estrutura reliquiar da rocha mãe.

São comumente chamados solos tropicais ou lateríticos ou simplesmente lateritas (no caso de rochas formadas em processo de laterização), aqueles que ocorrem entre os trópicos, isto é, entre os paralelos 30° N e 30° S de latitude, e apresentam propriedades de engenharia particulares diferentes daquelas características dos solos de regiões temperadas. (Camapum de Carvalho *et al.*, 2006).

Os solos lateríticos devem apresentar propriedades e comportamentos bastante variáveis de região para região uma vez que estes parâmetros além de depender de fatores tal como rocha mãe, dependem também das condições de intemperismo.

A laterização é o processo pedogenético consequente de desenvolvimento de um pH superficial compreendido na faixa intermediária aproximadamente de 4,5 a 7,0, permitindo intensa lixiviação do silício na forma de Si(OH)_4 e das bases na forma de cátions dissolvidos, enquanto ocorre a precipitação do alumínio e ferro férrico na forma de $(\text{OH})_3$, isto é, o aumento dos óxidos de ferro e alumínio (Camapum de Carvalho *et al.*, 2006).

A mineralogia dos solos tropicais pode ser entendida pelo processo de formação desses solos. Na Figura 2.2 é mostrado o processo de formação desses minerais.

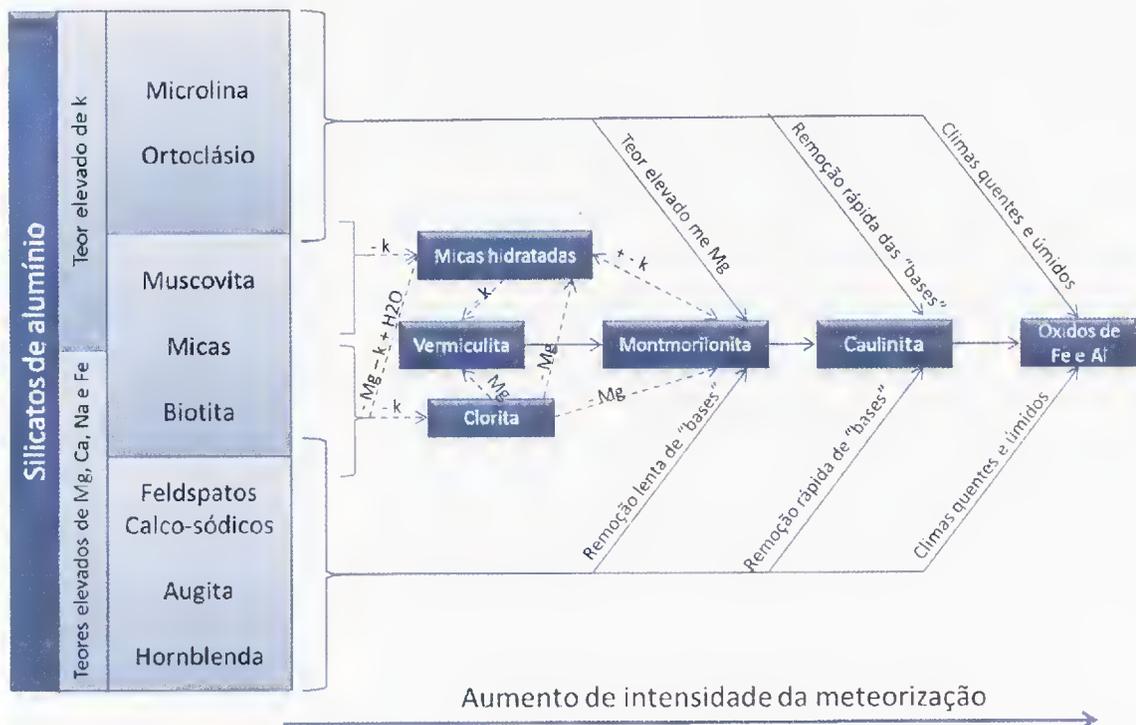


Figura 2.2 - Processo de formação dos minerais. (Adaptado de Buckman e Brady, 1960, Macedo e Lemos, 1961, citado por Camapum de Carvalho *et al*, 2006)

Os minerais mais comuns nos solos tropicais lateríticos são a caulinita e haloisita, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, e como mineral primário são encontrados traços de quartzo, pois este mineral dificilmente sofre intemperização.

Camapum de Carvalho *et al.* (2006) estudaram o comportamento de solos tropicais da região do Distrito Federal, e concluíram que entre as características dos solos lateríticos podem ser citadas:

- Índice de vazios maiores do que os associados à curva granulométrica.
- Índice de vazios variam muito de um solo para outro, ou são semelhantes independentemente da rocha mãe.
- A distribuição de poros é marcada pela presença de micro e macro poros.
- Há estabilidade dos agregados devido à cimentação que os une, mesmo quando submetido à variações de umidade e energia mecânica à eles impostas.
- Resistências mais baixas e compressibilidades mais altas em decorrência da estrutura do solo.

- Permeabilidades mais altas do que aparentam na distribuição granulométrica, devido à presença dos macro poros.

2.4 – BARREIRAS DE SOLO COMPACTADO

A deposição e tratamento de resíduos sólidos pode ser feito de diversas maneiras. Uma delas, infelizmente se dá pela simples deposição dos resíduos sólidos urbanos em um terreno baldio, simplesmente amontoando o resíduo. À isso se dá o nome de lixão. A maneira correta de se dispor tais resíduos é em aterro sanitário. Nestes locais, o lixo é disposto sobre camadas de solo compactadas e recoberto com solo local, de forma a isolá-lo do ambiente formando câmaras. Nessas câmaras, cessadas as atividades aeróbias com o esgotamento do pouco oxigênio existente processa-se a biodegradação anaeróbia com liberação de gás e produção de lixiviado. O lixiviado acumula-se no fundo e tende a infiltrar-se no solo, podendo alcançar o lençol freático, contaminando-o no caso de ele não estar separado por uma camada de solo ou de um revestimento suficientemente espesso ou de baixa permeabilidade, de modo a garantir a preservação do solo (Braga *et al.* 2005).

Os sistemas de barreiras de solo devem garantir a estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência às intempéries e compatibilidade com resíduos a serem aterrados.

As barreiras podem ser naturais, compactadas ou de geossintéticos, ou associações das mesmas e cada uma delas tem funções específicas. Mas de maneira geral, essa camada de baixa permeabilidade é utilizada para reduzir a percolação de uma determinada região para outra, ou melhor, formar uma barreira entre os contaminantes e a água subterrânea e camadas inferiores do subsolo. A condutividade hidráulica deve estar na faixa de 10^{-8} a 10^{-9} m/s sendo a espessura mínima de 1,00 m. Este é um importante parâmetro de projeto de barreiras de argila, isto é, que o solo compactado atinja aos critérios citados anteriormente.

Outras especificações são encontradas na bibliografia internacional. Rowe *et al.* (1995) sugerem as seguintes especificações:

- A barreira deve ter uma condutividade hidráulica de 10^{-9} m/s ou menor e ser livre de trincas naturais ou provenientes da compactação. Para um ponto de vista do fluxo químico, 10^{-10} m/s é preferível, desde que a difusão venha a ser o mecanismo de migração dominante.

- Devido à baixa condutividade hidráulica ser normalmente associada com a presença de argilominerais, um mínimo de 14 a 20% de solo com tamanho de partícula menor do que 2 μm ($<2 \mu\text{m}$), um índice de plasticidade maior do que 7% e índice de atividade de 0,3 ou maior, pode ser especificada. Alternativamente, um mínimo de 10 meq (miliequivalentes) de CTC para 100 g de solo também pode ser especificada.
- A barreira de solo pode ser compatível com o lixiviado a ser retido. Em outras palavras, a condutividade hidráulica não deve aumentar significativamente a exposição ao lixiviado semelhante à que será contido pela barreira.
- A espessura mínima da barreira compactada para um depósito de resíduo doméstico, em geral, é por volta de 0,9 a 1 m, no entanto, isto é altamente variável de jurisdição para jurisdição e em alguns casos é reduzida para 0,6 m se a barreira de argila é usada junto com uma geomembrana para compor a barreira.

Segundo Kostal (2001), para a avaliação da influencia da barreira de argila, são usados dois princípios: Um deles é o uso de normas que definem a espessura da barreira de argila para cumprir um valor de coeficiente de permeabilidade para diferentes tipos de depósitos de resíduos. Seguindo as normas (no caso, o autor se refere às européias), se espera que cumprindo os requerimentos listados acima seja suficiente para um bom desempenho da barreira. A outra forma é usando um projeto específico para a barreira impermeável pelo cálculo do espalhamento do contaminante através do solo. Depois disto, é necessário checar o espalhamento da concentração do contaminante à montante do fundo da barreira e comparar com os limites definidos. Desta última forma, se assume a influência dos parâmetros do transporte do contaminante na barreira, pois o coeficiente de permeabilidade é importante, no entanto, os demais fenômenos como difusão, dispersão e sorção são bastante significativos.

Yong *et al.* (1992) exigem que ao menos duas condições devem ser atendidas: desenvolvimento de uma compreensão adequada do processo de transporte de contaminantes no substrato de solo e desenvolvimento de um modelo analítico viável e confiável. Nesta última condição, pode-se prever com precisão o desempenho do transporte da pluma de contaminantes para o período exigido, normalmente, períodos de 50 a 500 anos.

Para estes mesmos autores, há pelo menos seis partes de todo o problema da disposição de resíduos em aterro que precisam ser considerados na gestão de resíduos. São eles:

- Produto do resíduo e lixiviado gerado.
- Localização, projeto, solo e controle geológico.
- Análise física, química e biológica do contaminante que será transportado através do substrato, como sorção, CTC e características de atenuação.
- Previsão do transporte de contaminantes.
- Monitoramento e medições.
- Assessoramento de operações e monitoramento de medidas para satisfazer as normas de segurança.

Sobre a execução da barreira de solo compactada, Rowe *et al.* (1995) afirmam que os *liners* argilosos inativos são compactados com um teor de umidade um pouco maior do que a umidade ótima no Proctor normal. Neste caso, não se permite a perda de umidade e será praticamente saturado, compressível quando carregado, e deve se comportar de forma satisfatória assim como uma barreira de argila natural. Desde que os gradientes de projeto minimizem os gradientes reais, o principal mecanismo de transporte através de uma barreira argilosa compactada bem executada será de difusão.

Rowe *et al.* (1995) asseguram que a boa funcionalidade da barreira depende também, da escolha do material, como origem geológica, granulometria e mineralogia e a escolha de um material que tenha menos quebras durante a recompactação. Os métodos para determinar a condutividade da barreira são:

- Ensaios de laboratório como triaxial e permeabilidade em amostras indeformadas da barreira.
- Ensaios de campo na barreira compactada, como o ensaio de infiltração.

O lixiviado pode contaminar as águas de subsuperfície, uma vez que pode alcançar diretamente os aquíferos ou infiltrar-se através da zona não saturada e atingir o lençol freático, dependendo basicamente dos aspectos fisiográficos, geológicos e geotécnicos do meio. No entanto, diversos processos físico-químicos e biológicos ocorrem na interação da água com o meio em que ela circula, devendo ser analisados para evitar atribuir uma origem antrópica para determinados constituintes químicos naturalmente presentes.

2.5 - TRANSPORTE DE POLUENTES EM SOLOS

Segundo Boscov (2008), a contaminação do solo é a principal causa da deterioração das águas subterrâneas. O tempo necessário para a contaminação varia de anos até séculos, dependendo das condições de permeabilidade do maciço. Por isso é necessário que se conheça os mecanismos de transporte de poluentes no solo.

Para Dyminski (2006), muitas vezes, ocorrem reações entre o soluto e o solo, acarretando mudanças na concentração da solução. Estas reações podem acontecer totalmente na fase líquida ou na transferência de substâncias entre esta e a fase sólida do meio poroso ou a fase gasosa (no caso de solos não saturados).

Os processos mais relevantes são aqueles que produzem acumulação do contaminante no solo, pela transferência de substâncias para a fase sólida, recebendo o nome genérico de **sorção**. Esta retenção do contaminante pelo solo resulta na diminuição da velocidade da frente de contaminação. Este fenômeno é chamado de retardamento da frente de contaminação, sendo quantificado pelo fator de retardamento R_d :

$$R_d = \frac{\text{Velocidade do fluxo percolante}}{\text{Velocidade da frente de contaminação}} \quad (2.1)$$

Esta relação pode ser obtida da curva de eluição do material, também chamada de curva *break-through* curva de transporte. Tal curva pode ser obtida pelo ensaio em coluna, no qual uma amostra de solo em determinadas condições é submetido à um gradiente hidráulico com uma solução contaminante de concentração C_0 , e são coletadas amostras do líquido efluente e medida a concentração do contaminante. Obtém-se, desta forma, a variação da relação da concentração do contaminante após percolar o solo e a concentração inicial no líquido em função do volume percolado na amostra de solo.

O retardamento é maior em solos mais ativos e diminui com o aumento da velocidade de percolação (tempo disponível para reações é menor). A taxa de retenção de substâncias pelo solo vai diminuindo com o tempo, até tornar-se nula, atingindo aí sua capacidade de retenção.

Tratando-se de maneira geral de mecanismos de migração de substâncias contaminantes, há processos físicos e bio-físico-químicos envolvidos. Na Figura 2.3 é ilustrado como se distribuem esses processos.

Os principais tipos de reações que causam transferência de substâncias para a estrutura sólida (e, portanto, com retardamento da frente de contaminação) são as de: adsorção, absorção e sorção hidrofóbica.

As principais reações causadoras de atenuação das substâncias no solo, por perdas ou transformação em outras substâncias, são: biodegradação, degradação abiótica, volatilização e decaimento radioativo.



Figura 2.3 - Mecanismos associados à migração de contaminantes em solos. (modificado Thomé, 2010).

Como se pode observar na Figura 2.3, os processos físicos são dois: advecção e dispersão hidrodinâmica. Neste trabalho, não serão detalhados todos os processos bio-físico-químicos, somente os mais relevantes para esta pesquisa.

Freeze e Cherry (1979) descrevem a equação do transporte de solo denominada por esses autores de “*Advetive, Dispersive, Reactive Equation*”. Shackerlford (1993) descreveu o transporte com velocidade linear média para solutos não reativos por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} \quad (2.2)$$

onde D_y é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica a ser definido na seção 2.6.2, C é a concentração do soluto, t é o tempo, y é a distância na direção do transporte e v_y é a velocidade de percolação ao longo da distância y .

Para solutos reativos, a equação que rege o transporte inclui a influencia do fenômeno de sorção, e é modificada pelo uso do fator de Retardamento R_d :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D_y \partial^2 c}{R_d \partial y^2} - \frac{v_y \partial c}{R_d \partial y} \quad (2.3)$$

onde R_d é o fator de retardamento definido na seção 2.6.3.

2.5.1. - ADVECÇÃO

O fluxo no meio poroso pode ocorrer de diversas maneiras. Através dele se dá o transporte de sedimentos e contaminantes. Um dos fenômenos de transporte é a advecção. A advecção é regida principalmente pela condutividade hidráulica e pela porosidade. No entanto, esse fenômeno pode ser influenciado pelas condições do solo. Algumas delas são: a superfície específica do solo, a fração argila, os minerais presentes, e o estado de confinamento da amostra, que implicam a condutividade hidráulica, a permeabilidade intrínseca e a coesão.

Segundo Grohmann (1972), o termo superfície específica se refere à área exposta pela unidade de peso de solo, usualmente expressa em metros quadrados por grama (m^2/g). A superfície específica varia significativamente com a textura do solo, com o tipo de mineral de argila e com o teor de matéria orgânica do solo. A área exposta pelas partículas de solo será tanto maior quanto menor forem essas partículas, e é por isso que a fração argila contribui com a maior proporção do valor da superfície específica do solo. Considerando-se essa fração e dependendo do mineral de argila nela presente, encontram-se grandes variações de superfície específica, desde $20 m^2/g$ até cerca de $800 m^2/g$, como na caulinita e na montmorilonita, respectivamente. A superfície específica da caulinita limita-se apenas a superfícies externas, o que lhe confere valores baixos, enquanto a montmorilonita apresenta elevada superfície interna, além da externa. A matéria orgânica, embora ocorra nos solos em proporções pequenas, contribui significativamente no valor da superfície específica do solo, devido ao seu alto grau de subdivisão. Com a decomposição da matéria orgânica contida no solo, ocorre quebra dos grãos, aumentando a superfície específica e também a plasticidade. Os óxidos de ferro livres também contribuem para a superfície específica, principalmente nos solos tropicais, onde ocorrem com elevados teores.

Quanto à condutividade hidráulica, esta depende da massa específica do fluido (ρ_w), da viscosidade do fluido (μ), das propriedades do meio poroso (k) e da aceleração da gravidade (g), e é dada por,

$$K = k \times \frac{\rho_w \times g}{\mu} \quad (2.4)$$

Para se determinar a permeabilidade de um solo de maneira experimental, é usual que se façam ensaios de permeabilidade em laboratório e em campo. Os mais conhecidos são os permeâmetros, que podem ser de parede rígida ou de parede flexível. Os de parede rígida podem ser permeâmetro do tipo molde de compactação, permeâmetro do tipo tubo amostrador ou permeâmetro do tipo célula de adensamento. Os métodos de controle variam entre carga constante e carga variável dependendo do tipo de solo (granular ou fino). Quanto aos ensaios de campo, há o ensaio de bombeamento, ensaios de permeabilidade em furos de sondagem, ensaio com piezômetro (cravado ou escavado) e ensaio de perda de carga sob pressão. Na Figura 2.4 são mostrados os coeficientes de permeabilidade para diversos tipos de solos e tipos de ensaios.

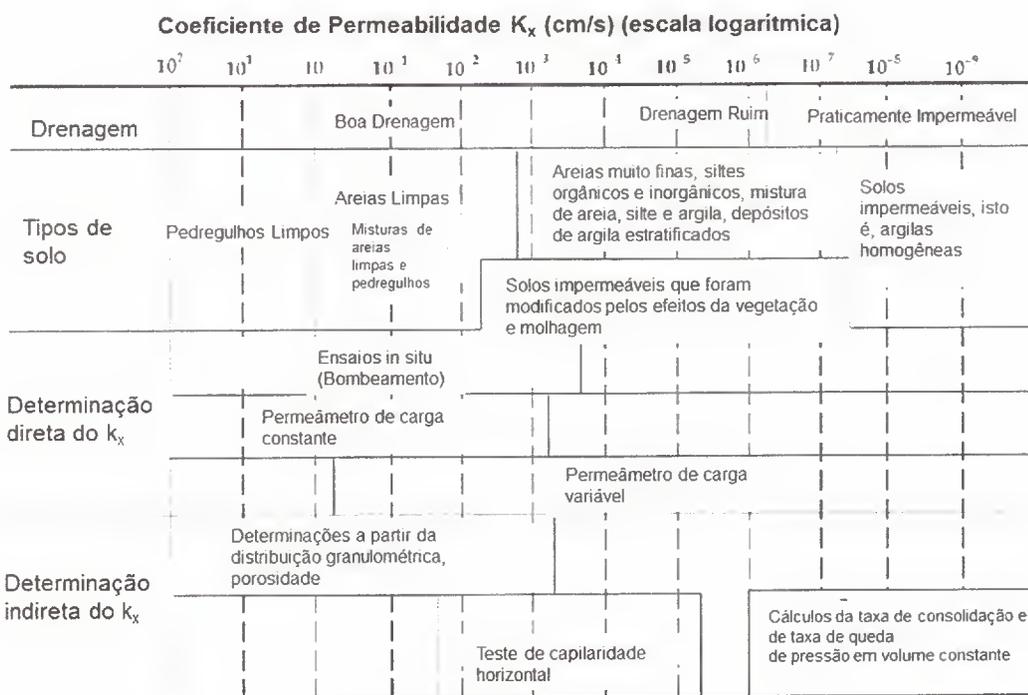


Figura 2.4 - Coeficientes de permeabilidade e seus respectivos tipos de solo e ensaios. (Cavalcante, 2010)

Os requisitos para uma camada de solo compactada como camada de impermeabilização de base são baixa permeabilidade, compatibilidade química com os poluentes por longo período,

alta capacidade de retenção de poluentes, baixo coeficiente de difusão, alta capacidade de suporte e baixa compressibilidade. (Bosco, 2008).

Segundo Lambe *et al.* (1969), os fatores que influenciam na permeabilidade dos solos são: tamanho da partícula, índice de vazios, composição física, textura e grau de saturação.

Sabe-se ainda que a permeabilidade varia com a energia de compactação dos solos, conforme pode ser visto na Figura 2.5. Observa-se que a permeabilidade é maior quando se está no ramo seco da curva de compactação, e que após a umidade ótima, a permeabilidade varia muito pouco. Por esse motivo, alguns projetistas utilizam uma umidade no ramo úmido para compactar barreiras de solo. Observa-se também, que o coeficiente de permeabilidade pode ser diferente para uma mesma massa específica seca, pois se observa na Figura 2.5 que há um mesmo valor de massa específica seca para pontos distintos no ramo seco e no ramo úmido. Isto é, para o mesmo índice de vazios, a permeabilidade é diferente. Lambe *et al.* (1969) explica que isso se dá devido à estrutura do solo compactado no ramo úmido e no ramo seco. No ramo seco, a estrutura se encontra floculada enquanto no ramo úmido, permeabilidade é baixa por conta de uma estrutura dispersa, dificultando a passagem do líquido percolante.

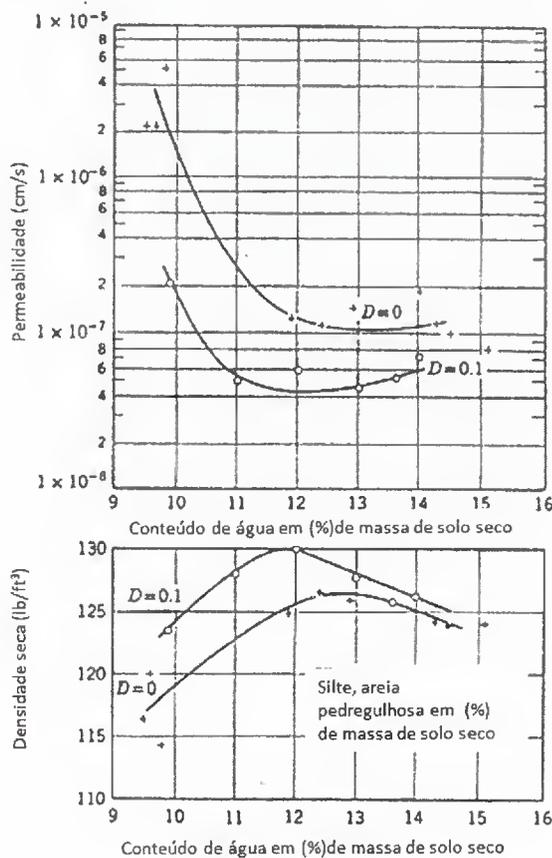


Figura 2.5 - Curvas de compactação e curvas de permeabilidade. (modificado Lambe *et al.*, 1969)

O comportamento do fluxo é diferenciado no caso saturado e não saturado. Para o fluxo em meio saturado, é usada a Lei de Darcy (2.5) que é aplicada a solos saturados, homogêneos e isotrópicos.

$$v_y = -K \left(\frac{\Delta H}{\Delta L} \right) = -Ki \quad (2.5)$$

Onde v_y representa a velocidade de percolação, K é o coeficiente de condutividade hidráulica que depende do meio poroso e do líquido, ΔH a diferença da carga hidráulica entre dois pontos de uma coluna de solo de comprimento ΔL . A fração $\frac{\Delta H}{\Delta L}$ é conhecida como gradiente hidráulico, que também pode ser representada por i , ou ainda, em termos diferenciais por $\frac{dh}{dy}$. A água se movimenta de áreas de alto potencial (carga) para áreas de baixo potencial.

No caso de uma barreira de solo, deve-se considerar a porosidade do meio por isso divide-se por n para considerar que o fluxo se dá pelos vazios do solo e não por toda a seção em análise, onde incluiriam os espaços de sólidos. A velocidade de percolação (solvente+solute) pode ser calculada pela Lei de Darcy modificada, que leva em consideração a porosidade efetiva do meio e a condutividade hidráulica.

$$\overline{v}_y = -\frac{K}{n} \left(\frac{\Delta H}{\Delta L} \right) = -\frac{Ki}{n} \quad (2.6)$$

A advecção é o mecanismo responsável pela migração do poluente (solute), quando o transporte se faz através do fluxo pela massa porosa. Com o deslocamento da água, os solutos presentes na mesma se movimentam com uma velocidade que é igual à velocidade média da água e sem alterar sua concentração na solução. A equação que modela esse tipo de fenômeno é:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \overline{v}_y \times \frac{\partial C}{\partial y} = 0 \quad (2.7)$$

Onde C é a concentração do soluto na fase líquida, v_y é a velocidade de percolação na direção y de advecção, t é o tempo, y é o comprimento da amostra, $\partial C / \partial y$ representa o gradiente de concentração no espaço e $\partial C / \partial t$ é o gradiente de concentração no tempo.

Esta equação representa o transporte da solução de concentração C para a direita ao longo de y com velocidade $v_y > 0$. Como esta equação não possui um termo dissipativo, o valor de C deve ser apenas transportado ao longo de y , sem alteração, entre os instantes t_0 e $t_0 + \Delta t$.

2.5.2 – DIFUSÃO MOLECULAR

A difusão decorre de gradientes de concentração do contaminante no domínio do fluxo. O fluido tende a migrar das regiões de maior concentração para as de menor concentração. Este processo independe da velocidade do fluxo, porém é influenciado pela turbulência (mistura mecânica).

Em fluxos a altas velocidades de percolação, o processo predominante de transporte é a dispersão mecânica. Já em baixas velocidades o contaminante migra por difusão molecular. O fluxo difusivo é proporcional ao gradiente de concentração, de acordo com a 1ª Lei de Fick:

$$F = -D^* \frac{\partial c}{\partial y} \quad (2.8)$$

Onde F é o fluxo difusivo e D^* é a difusão molecular em meio poroso, que é o fenômeno discutido nesta seção. A 2ª Lei de Fick, que foi deduzida a partir da primeira equação (2.8), e pela equação da continuidade, é representada pela Equação (2.9), também conhecida como Equação da Difusão:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial F}{\partial y} \Leftrightarrow \frac{\partial c}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \quad (2.9)$$

A difusão molecular em meio poroso (D^*) difere do coeficiente de difusão molecular em solução aquosa (D), devido ao efeito da tortuosidade criado pelas partículas minerais. Bear (1972) apresenta a relação entre D^* e D:

$$D^* = \tau \cdot D \quad (2.10)$$

onde D^* é o coeficiente de difusão molecular em meio poroso, D o coeficiente de difusão molecular em solução aquosa livre (ideal na água), τ é tortuosidade do fluxo (comprimento real do fluxo/comprimento em linha reta na direção do fluxo). O coeficiente de difusão molecular (D^*) pode ser determinado em laboratório, no entanto, ainda não se encontra normatizado este procedimento.

2.5.3 - DISPERSÃO HIDRODINÂMICA

A diferença de velocidade de fluxo nos canais (vazios) do solo faz com que a solução se disperse. A dispersão hidrodinâmica é responsável pelo espalhamento do poluente no meio poroso. O resultado deste espalhamento faz com que o contaminante ocupe um volume maior

do que se ocorresse apenas advecção. Com isso, o pico de concentração decresce enquanto a frente de contaminação se move mais rápido segundo Freeze e Cherry (1979). Este fenômeno é de difícil quantificação.

A dispersão hidrodinâmica é a combinação da dispersão mecânica longitudinal (na direção do fluxo) e transversal (perpendicular ao fluxo) e da difusão molecular (dispersão do poluente no meio devido ao gradiente de concentração).

Freeze e Cherry (1979) explicam que tudo ocorre numa escala microscópica. Na Figura 2.6(a) observa-se que as moléculas que estão mais próximas dos grãos têm maior atrito, portanto, movem-se mais lentamente. O segundo processo ilustrado na Figura 2.6(b) depende do tamanho dos poros na trajetória. Com a diferença na área superficial de contato entre o fluido e a superfície rugosa, a velocidade será maior ou menor. O terceiro processo está relacionado com a tortuosidade, ou comprimento da trajetória de fluxo, conforme se observa na Figura 2.6(c).

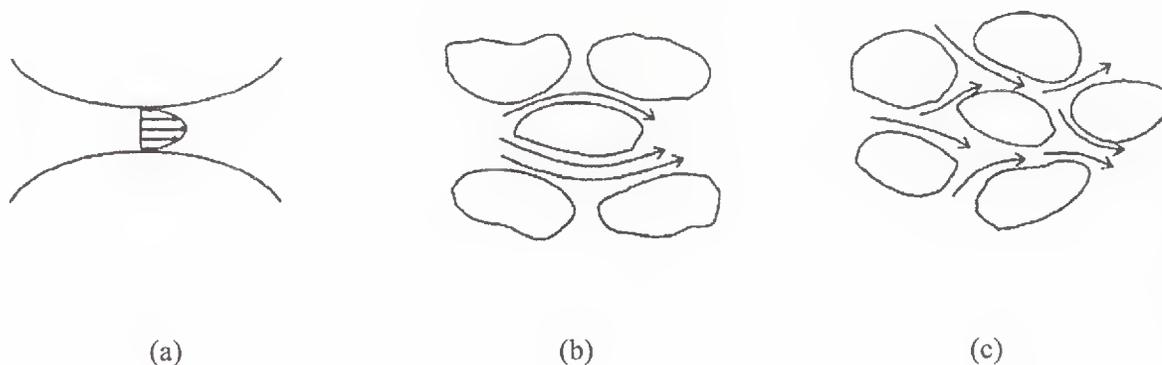


Figura 2.6 - Mecanismos físicos de mistura em escala microscópica. (Fetter, 1992).

Este fenômeno pode ser escrito matematicamente com o parâmetro α_x , que pode ter diferentes valores nas direções longitudinal e lateral, dependendo das características do meio (solo ou rocha). Assim, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica é dado por:

$$D_y = \alpha_y v_y + \tau \cdot D \quad (2.11)$$

onde α_y é o coeficiente de dispersividade.

2.5.4 – SORÇÃO

Os processos químicos de transporte englobam as seguintes reações: adsorção-dessorção, ácido-base, solução-precipitação, oxidação-redução, complexação e quelação. As reações mais relevantes para os processos geotécnicos são as de adsorção que pode ser química ou física.

Conforme Boscov (2008), adsorção é um processo físico-químico no qual uma substância é acumulada em uma interface entre fases. A adsorção física ocorre principalmente devido à forças eletrostáticas: atração e repulsão eletrostática segundo a Lei de Coulomb, interações dipolo-dipolo, forças de Van der Waals e pontes de hidrogênio. Essa tem ligações mais fracas e é mais facilmente reversível do que a adsorção química. Esta última é uma ligação química, geralmente covalente, entre uma molécula e átomos superficiais, formando novos compostos.

Os processos que tendem a retirar ou introduzir certa quantidade de massa do soluto na água são normalmente agrupados num processo mais geral conhecido como sorção (Gurjão, 2005). Os processos envolvidos na sorção química são a adsorção, absorção, dessorção e sorção química. Então, no caso da adsorção, o soluto adere à superfície sólida da partícula de solo. A absorção se refere à entrada do soluto nas partículas do aquífero quando essas são porosas. Dessorção ou desadsorção é o processo em que o soluto é liberado das partículas de solo para o fluido intersticial. Ocorre quando a concentração afluenta da substância diminui, ou pelo deslocamento provocado pela competição com outra substância mais fortemente adsorvida. A sorção química ocorre quando o soluto é incorporado ao solo, sedimento ou superfície, de rocha por uma reação química. Quando substâncias contidas em um líquido se acumulam em uma interface sólido-líquido, denomina-se adsorvato à substância que está sendo removida da fase líquida e adsorvente à fase sólida na qual a acumulação ocorre (Boscov, 2008). O adsorvente é a superfície sólida na qual o adsorvato se acumula e o adsorvativo é o íon ou molécula em solução que tem o potencial de ser adsorvido.

A adsorção dos íons, na fase sólida mineral e orgânica, ocorre devido à existência de cargas elétricas de superfície, positivas e negativas, que atraem ânions e cátions, respectivamente. (Meurer, 2010). As cargas negativas permanentes são originadas na formação dos argilominerais, quando cátions de maior valência substituem cátions de menor valência na estrutura do mineral causando um desbalanceamento de cargas que resulta no aparecimento de cargas negativas.

A adsorção em solos ocorre principalmente nos argilominerais, que apresentam um desbalanceamento elétrico devido a substituições de cátions no retículo cristalino por outros de menor valência. Como as argilas apresentam maior capacidade de troca iônica, quanto maior o teor de argila da zona não saturada, maior será a capacidade de retenção, principalmente de cátions. Os ânions, ao contrário, podem atravessar essas camadas argilosas com maior facilidade conforme Mestrinho (1997) citado por Nascentes (2006). Com exceção da caulinita, a capacidade de troca de ânions é significativamente menor do que a de cátions em outros tipos de argila.

Segundo Sparks (1996) citado por Nascentes (2006), a matéria orgânica presente no solo, mesmo quando em pequena quantidade, é capaz de contribuir com uma grande parcela da retenção de cátions. Costa (2002) citado por Nascentes (2006) afirma ainda, que mesmo em solos arenosos, que apresentam, comumente, teor de matéria orgânica inferior a 1%, essa exerce influência significativa nas reações químicas que ocorrem no solo.

As cargas elétricas classificadas como dependentes de pH são assim denominadas porque resultam da variação do pH do solo e podem ser positivas ou negativas. No Quadro 2.2 são apresentados os principais grupos funcionais de superfície que geram cargas dependentes de pH.

Quadro 2.2 – Grupos funcionais e suas cargas, conforme Meurer, 2010, adaptado de McBride, 1994

Grupos Funcionais	Localização
-COOH	Matéria Orgânica
-OH fenólico	
-OH alcoólico	
-NH ₂	
Fe-OH	Óxidos de ferro
Al-OH	Óxidos de Alumínio
Si-OH	Silanol (bordas dos argilominerais)
Al-OH	Aluminol (bordas dos argilominerais)

Vários modelos foram desenvolvidos para explicar a distribuição dos íons em torno das partículas. Um deles é o modelo da dupla camada difusa, desenvolvido independentemente por Gouy, em 1910 e Chapman em 1913. Este modelo é frequentemente utilizado para

explicar a adsorção de cátions nas superfícies carregadas negativamente, sendo útil, também para explicar a dispersão das partículas no solo. (Singh & Uehara, 1986)

Segundo o modelo de Gouy-Chapman, há uma maior concentração de cátions na vizinhança imediata da superfície carregada negativamente enquanto a concentração de ânions é praticamente igual a zero por serem repelidos (por terem a mesma carga de superfície). Ao mesmo tempo em que são atraídos pela superfície carregada negativamente, os cátions tendem a dela se afastar (difundir) para contrabalancear as cargas dos ânions repelidos. Como consequência, forma-se uma camada difusa de íons em volta da partícula. Quanto maior a concentração de íons na solução do solo, menor será a espessura da dupla camada difusa. Do mesmo modo, a espessura da dupla camada é menor para cátions de maior valência, devido à atração mais forte das superfícies das partículas carregadas por cátions de mais alta carga. Quanto maior a valência, menor a espessura da camada, ao mesmo tempo que quanto mais concentrada a solução, menor a espessura da dupla camada difusa.

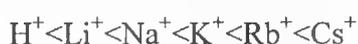
Quando um íon ou uma molécula presente na solução do solo reage com um grupo funcional de superfície, forma-se um complexo de superfície, e essa reação de formação é chamada de complexação de superfície. Estes são classificados em esfera-externa e esfera-interna.

Os complexos de esfera-externa são formados quando há interposição de pelo menos uma molécula de água entre o grupo funcional de superfície e o íon ou molécula da solução do solo. Os cátions (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}) e ânions (NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Br^-) que mantêm sua água de hidratação ao serem adsorvidos pelas cargas negativas e positivas das partículas minerais e orgânicas do solo são exemplos típicos de íons que formam complexos de esfera-externa. Os cátions e ânions adsorvidos na forma de complexos de esfera-externa são comumente denominados de íons trocáveis, porque podem ser deslocados dos sítios de sorção por outros cátions e ânions presentes na solução do solo (Luchese, *et al*, 2002).

Um complexo de esfera-interna forma-se quando nenhuma molécula de água se interpõe entre o grupo funcional de superfície e o íon ou molécula que se liga a ele, isto é, o íon liga-se diretamente ao grupo funcional de superfície. Este fenômeno também é chamado de quimiossorção ou adsorção específica.

Uma importante propriedade dos solos é a capacidade de troca de cátions (CTC). A CTC expressa a quantidade de cátions que o solo pode reter na forma de complexos de esfera-externa, representando indiretamente a quantidade de cargas negativas do solo. Os íons

adsorvidos nas superfícies da fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera-externa, por estarem ligados à superfícies por ligações eletrostáticas, podem ser trocados (substituídos) por outros íons da solução do solo. Na troca de íons, ocorrem interações eletrostáticas entre os íons na vizinhança da partícula carregada e os da camada difusa. Essas reações são geralmente rápidas, reversíveis, estequiométricas e, em muitos casos, existe uma seletividade (preferência) de um íon sobre outro na superfície carregada. Essa preferência pode ser explicada pela Lei de Coulomb: para elementos do mesmo grupo da tabela periódica com a mesma valência, os íons hidratados com menor raio de hidratação serão preferidos. (Costa, 1973). Assim, para os elementos do Grupo I e a ordem de seletividade seria:



No caso de íons com valência diferente, geralmente aqueles de mais alta carga serão preferidos, como por exemplo:



O aumento da concentração de um íon na solução do solo pode provocar o deslocamento de íons adsorvidos, pelo princípio da ação das massas. Isso quer dizer que é possível que cátions de menor valência desloquem outros de maior valência, desde que sua concentração na solução do solo seja alta.

Outros fatores estão relacionados com a CTC, como por exemplo o tipo de quantidade de argilominerais, teor de matéria orgânica, pH da solução do solo e sorção específica de íons.

A quantidade e a proporção dos constituintes do solo determinam o valor da CTC. A matéria orgânica interage com os argilominerais e os óxidos do solo, alterando as cargas superficiais. A matéria orgânica é adsorvida à caulinita e aos óxidos de ferro e essa interação resulta na diminuição das cargas positivas, aumentando a CTC. A quantidade e a proporção de cargas elétricas negativas e positivas em solos com carga variável está condicionada ao pH da solução do solo. A adsorção específica de íons pode resultar em aumento da CTC, também, aumentando a carga líquida negativa. (Meurer, 2010)

A adsorção específica de cátions e ânions ocorre quando os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, manganês, e mesmo em menor extensão, as superfícies capazes de adsorver quimicamente cátions metálicos, como complexos de superfícies de esfera-interna.

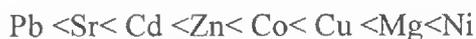
Os óxidos de ferro, alumínio, manganês, e em menor extensão, as superfícies laterais dos minerais silicatados, apresentam grupos funcionais de superfície capazes de adsorver quimicamente cátions metálicos, como complexos de superfície de esfera-interna. Grupos funcionais da matéria orgânica também formam complexos de esfera-interna com metais, como por exemplo, com o cobre e o alumínio.

Os cátions metálicos que podem ser adsorvidos dessa forma, alguns deles micronutrientes das plantas (Zn, Cu, Fe, Mn) e outros tóxicos (Al, Cd, Pb) ligam-se aos grupos funcionais de superfície sem a interposição das moléculas de água, formam, portanto, um complexo de esfera-interna, não sendo, assim cátions trocáveis.

A eletronegatividade é um fator importante para determinar qual cátion será preferencialmente quimiosorvido. Quanto mais eletronegativo o metal, mais forte será a coordenação (caráter covalente) com os átomos de oxigênio do grupo funcional de superfície. Para os cátions divalentes, a ordem de preferência, baseada na eletronegatividade, pode ser:



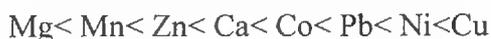
Por outro lado, com base na eletrostática, a ligação mais forte pode ser formada pelo metal com a maior razão de carga/raio. Isso pode resultar numa diferente ordem de preferência para esses mesmos metais:



E pode também prever que metais trivalentes, como Cr^{3+} e Fe^{3+} , devem ser quimiosorvidos preferencialmente sobre todos os metais divalentes.

Em solos que predominam argilominerais do tipo 1:1, há alta afinidade com cátions metálicos, que contribuem para a formação de complexos de esfera-interna. Este fenômeno é conhecido por complexação de metais pela matéria orgânica. Isto pode ocorrer mesmo em solos ricos em matéria orgânica, onde predominam as cargas elétricas negativas.

McBride (1994) citado por Meurer (2010) apresenta uma ordem de afinidades:



De acordo com esses autores, os metais citados no final dessa sequência tendem a formar complexos de esfera-interna enquanto que os demais tendem a formar complexos de esfera-externa (cátions trocáveis).

A sorção pode ser determinada por ensaios de laboratório utilizando o ensaio BET (*Batch Equilibrium Test*), com a definição de isothermas de sorção. O procedimento é padronizado pela EPA - *Environmental Protection Agency*(1987) ou ASTM - *American Society for Testing and Materials* (1985).

A expressão matemática que descreve a quantidade de soluto adsorvido por unidade de massa de adsorvente sólido (S) em função da concentração de soluto na solução (C), a uma dada temperatura é denominada isoterma de sorção (Boskov, 2008). A quantidade de material adsorvido por massa unitária de adsorvente cresce com o aumento da concentração, mas nem sempre com proporção direta. Isso dependerá do tipo de adsorvato e adsorvente, que pode resultar num grande número de isothermas. Para os solos, as isothermas mais utilizadas são a linear, a de Freundlich e a de Langmuir.

O modelo linear é expresso pela equação:

$$S = K_d C \quad (2.12)$$

onde S é o grau de adsorção ou concentração de soluto na parte sólida (massa de soluto adsorvida por unidade de massa de adsorvente), K_d é o coeficiente de distribuição ou adsorção, C é a concentração de equilíbrio (massa do soluto por volume de solução).

O coeficiente de distribuição, K_d , é um dos parâmetros mais importantes usados para estimar a migração de contaminantes presentes em soluções aquosas em contato com sólidos (USEPA, 1999 citado por Demuelenaere, 2004). Na Figura 2.7 está representada uma isoterma linear.

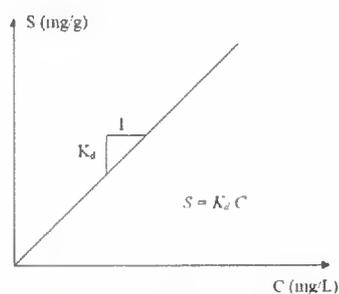


Figura 2.7 - Isoterma Linear.

A equação que rege o modelo de Freundlich é:

$$S = K_f C^\varepsilon \quad (2.13)$$

onde K_f é a constante proporcional à capacidade de adsorção, ε é a declividade da curva que reflete a intensidade de adsorção com o aumento da concentração de equilíbrio. Ambos são coeficientes empíricos de Freundlich.

Para se obter os parâmetros do modelo (K_f , ε) procede-se com a linearização da curva representada pela equação (2.13), de onde segue:

$$\ln S = \ln K_f + \varepsilon \ln C \quad (2.14)$$

O modelo de Langmuir é expresso pela equação:

$$S = \frac{S_m b C}{1 + b C} \quad (2.15)$$

onde S_m é a máxima concentração específica de soluto sorvido, b é a constante de sorção relacionada com a energia de ligação.

De forma análoga, os parâmetros do modelo (S_m , b) são obtidos com a linearização da curva, segundo a equação:

$$\frac{1}{S} = \frac{1}{S_m} + \frac{1}{b S_m C} \quad (2.16)$$

As isotermas de Freundlich e de Langmuir são mostradas na Figura 2.8.

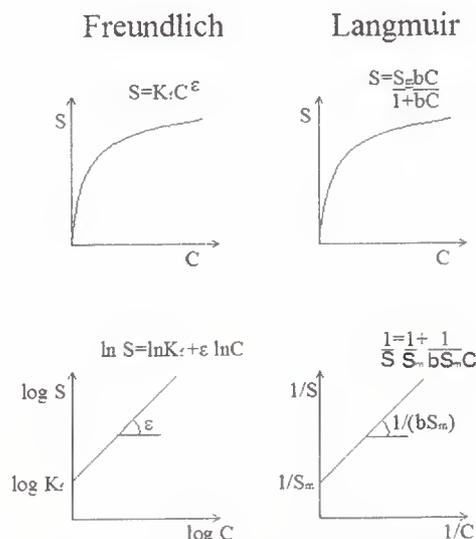


Figura 2.8 - Isotermas de sorção: Linear, Freundlich e Langmuir.

Fetter (1992) expressa o fator de retardamento para esses três modelos de isothermas:

Linear

$$R_d = 1 + \frac{K_d \rho_d}{n} \quad (2.17)$$

onde K_d é o coeficiente de distribuição, ρ_d é a massa específica aparente seca e n é a porosidade.

Freundlich

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d K_f \varepsilon C^{\varepsilon-1}}{n} \quad (2.18)$$

onde K_f é a constante proporcional à capacidade de adsorção, ε é a declividade da curva que reflete a intensidade de adsorção com o aumento da concentração de equilíbrio e C é a concentração do contaminante ao qual se está analisando.

Langmuir

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} \left[\frac{b S_m}{(1+bC)^2} \right] \quad (2.19)$$

onde S_m é a máxima concentração específica de soluto sorvido, b é a constante de sorção relacionada com a energia de ligação.

2.7 - ENSAIO EM COLUNA

O ensaio em coluna complementa o ensaio preliminar de batelada e se verifica as condições do fluxo no meio poroso. Em ambos os ensaios é possível se obter a capacidade de sorção dos solos, a diferença é que no ensaio de batelada o solo fica em contato com o contaminante em movimento, no ensaio em coluna o contaminante percola através do solo em determinadas condições.

No ensaio tradicional, uma coluna cilíndrica é preenchida com solo e saturada, inicialmente por um solvente, usualmente água, até que seja estabelecido um regime de fluxo permanente. Nesta fase, é usual que se determine a condutividade hidráulica da amostra.

Segundo Scarpedas (1994), citado por Boscov (1997) recomenda-se uma saturação maior do que 90% em ensaios em coluna. Esse procedimento de saturação deve ser realizado para que ocorra a condição de fluxo em regime permanente.

Em seguida, a solução contaminante de interesse, com concentração inicial conhecida, C_0 , é permanentemente aplicada sobre a coluna durante o tempo de duração do ensaio. Esta solução migra através da amostra impulsionada pelo gradiente hidráulico imposto. Amostras de efluentes drenados das colunas são coletadas e as concentrações de solutos são determinadas por procedimentos químicos padronizados.

Determinadas as concentrações dos contaminantes nos efluentes e conhecendo-se o número de volumes de poros escoados, são traçadas curvas de eluição (concentração relativa versus número de volume de poros percolados, $C/C_0 \times V_v$, ou concentração relativa versus o tempo, $C/C_0 \times t$), para observação da sorção dos contaminantes. Os parâmetros de transporte, fator de retardamento e coeficiente de dispersão hidrodinâmica dos metais são determinados a partir de retroanálise.

A retroanálise pode ser feita com o auxílio da equação que rege o modelo chamado de Solução Analítica da Equação Advecção-Difusão-Reação de Ogata e Banks (1961), descrita pela equação:

$$\frac{C(y,t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{y - \bar{v}_y t}{2\sqrt{D_y t}} \right) + \exp \left(\frac{\bar{v}_y y}{D_y} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{y + \bar{v}_y t}{2\sqrt{D_y t}} \right) \right] \quad (2.20)$$

onde C é a concentração de soluto na fase líquida, C_0 é a concentração do soluto na fase inicial, y é a altura do corpo de prova, t é o tempo, \bar{D}_y é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica, calculado pela equação:

$$\bar{D}_y = \frac{\alpha_y \bar{v}_y + D^*}{R_d} = \frac{D_y}{R_d} \quad (2.21)$$

D^* é o coeficiente de difusão molecular, calculado pela equação (2.10), já definida.

R_d também já foi definido pela equação (2.17),

\bar{v}_y é a velocidade de percolação na direção y , ao longo da amostra de comprimento y , definida pela equação (2.6).

$\overline{v_y'}$ é a velocidade calculada pela equação (2.22):

$$\overline{v_y'} = \frac{1}{R_d} \frac{\overline{v_y}}{n} = \frac{1}{R_d n} \left(K \frac{\partial h}{\partial y} \right) \quad (2.22)$$

A função $erfc(B)$ é obtida de:

$$erfc(B) = 1 - erf(B) \quad (2.23)$$

Sendo a função $erf(B)$ igual a:

$$erf(B) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sum_{m=0}^{\infty} \frac{(-1)^m B^{2m+1}}{m!(2m+1)} \quad (2.24)$$

onde B é o argumento da função erro m é uma variável auxiliar

2.7.1 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DIFUSÃO MOLECULAR

O coeficiente de difusão molecular pode ser medido pelo método que utiliza o regime permanente e pelo método do regime transiente. Para cada um desses métodos, há uma formulação. Para o regime permanente, é válida a 1ª Lei de Fick (2.8) e, para o regime transiente, utiliza-se a 2ª Lei de Fick (2.9).

Quando deseja-se utilizar o regime permanente, durante o ensaio em coluna, conecta-se a amostra de solo em ambos os lados em um reservatório. A concentração nesse reservatório é mantida constante até que toda a amostra atinja um estado de difusão estacionário. É considerado um bom método de estimativa do coeficiente de difusão. A análise requer a medida de concentração em dois reservatórios, o comprimento ΔL da amostra no qual ocorre a difusão e o fluxo difusivo (F) através da amostra. O coeficiente de difusão molecular é obtido pela Equação:

$$D^* = -F \frac{\Delta y}{\Delta C} = F \frac{\Delta L}{C - C_0} = \frac{Q}{A} \frac{\Delta L}{C - C_0} \quad (2.25)$$

Os maiores problemas no ensaio com regime permanente é manter as concentrações dos reservatórios constantes ao longo do tempo e a dificuldade de se estimar a vazão que passa pela amostra.

2.7.2 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISPERSÃO HIDRODINÂMICA

A equação para calcular o coeficiente de dispersão hidrodinâmica é a equação (2.11). A primeira parcela representa o fenômeno da dispersão mecânica, regido pela velocidade de percolação (v_y) de acordo com a dispersividade do meio (α_y). A segunda parcela diz respeito à difusão molecular (D^*), regida pelo coeficiente de difusão em meio aquoso (D) de acordo com a tortuosidade do meio (τ).

$$D_y = \alpha_y v_y + \tau \cdot D \quad (2.11)$$

2.7.3 – DETERMINAÇÃO DO FATOR DE RETARDAMENTO

A determinação do valor de fator de retardamento (R_d) pode ser feita pelo Coeficiente de Distribuição, obtido pela Isoterma Linear (do ensaio de sorção), conforme a Equação (2.17):

$$R_d = 1 + \frac{K_d \rho_d}{n} \quad (2.17)$$

onde ρ_d é a massa específica do solo seco, K_d o coeficiente de distribuição linear e n a porosidade do meio.

Além do modelo linear, pode-se aplicar os modelos de Freundlich e Langmuir, conforme as equações (2.18) e (2.19) para se determinar o fator de retardamento. Isto pode ser obtido do ensaio de sorção ou equilíbrio em lote.

2.7.4 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISPERSIVIDADE

Utilizando a relação entre a difusão, e a dispersão hidrodinâmica, é possível obter os valores do coeficiente de dispersividade (α_y) e da difusão molecular (D^*) a partir dos ensaios em coluna e da equação (2.11), assim o coeficiente de dispersividade (α_y) pode ser obtido pela equação:

$$\alpha_y = \frac{D_y - \tau \cdot D}{v_y} \quad (2.26)$$

2.7.5 – DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DISTRIBUIÇÃO

O coeficiente de distribuição K_d pode ser definido como a medida de afinidade do contaminante com determinado solo. Considerando-se uma relação linear entre a massa

sorvida por unidade de massa de sólidos e a concentração da substância que permanece, em solução, depois de atingido o equilíbrio estando o solo saturado, tem-se:

$$K_d = \frac{R-1}{\rho_d} \times n \quad (2.27)$$

Onde ρ_d é a massa específica aparente seca do solo, R o fator de retardamento e n a porosidade do solo.

Outra forma de se determinar o coeficiente de distribuição é pelo ensaio de sorção, aplicando-se os modelos de isotermas de sorção. Utiliza-se as equações: (2.12), (2.13) e (2.15) para os modelos linear, de Freundlich e Langmuir respectivamente.

2.8. - IMPORTÂNCIA DOS MECANISMOS DE TRANSPORTES

Cada um dos fenômenos vistos anteriormente assume importâncias distintas no transporte de contaminantes no solo. Por exemplo, a difusão molecular é um fenômeno lento e contínuo que pode se desencadear mesmo quando há apenas fluxo químico do soluto, isto é, sem fluxo hidráulico. Por outro lado, a advecção ocorre quando a velocidade do fluxo é alta, ou o gradiente ao qual a amostra se submete é alto. Para saber qual o fenômeno está comandando o transporte de poluentes, pode-se utilizar o número de Peclet.

O número de Peclet (Pe) é um número adimensional que pode representar a efetividade do transporte por advecção em comparação a um transporte dispersivo ou difusivo (Fetter, 1992). Shackelford e Rowe (1998) apresentam uma forma de calcular o número de Peclet, com base em ensaios em coluna e no efeito relativo do transporte advectivo determinado pela velocidade linear média ou velocidade de infiltração e no transporte dispersivo/difusivo baseado nos valores do coeficiente de dispersão hidrodinâmica. Segundo este mesmo autor, para $Pe \geq 50$ tem domínio a advecção e para $Pe \leq 1$, o transporte é regido predominantemente pela difusão molecular.

Freeze & Cherry (1979) propõem a equação (2.28) para o cálculo do número de Peclet, considerando o diâmetro médio dos grãos para solos homogêneos:

$$Pe = \frac{vd}{D^*} \quad (2.28)$$

onde D^* é o coeficiente de difusão molecular em meio poroso, v é a velocidade linear média e d é o diâmetro médio dos grãos.

Fetter (1992) propõe que se utilize o coeficiente de difusão molecular em solução aquosa (D) ao invés do coeficiente de difusão molecular em meio poroso (D^*). E a velocidade de advecção no solo v_y ao invés da velocidade linear média. Na prática, os autores costumam utilizar o diâmetro efetivo ou d_{10} obtido da curva granulométrica do solo em estudo, assim pode-se calcular Pe pela equação:

$$Pe = \frac{v_y d}{D} \quad (2.29)$$

2.9 - CONDUTIVIDADE E SALINIDADE EM SOLOS

Os métodos de medidas de salinidade no solo mais comuns constam em um medidor de condutividade elétrica (EC – *Electrical Conductivity*) ou em medir a quantidade de sal em uma solução de solo e água (Watling, 2007).

Um medidor de EC mede a quantidade de eletricidade que se move através de uma solução. Quanto mais salina a solução, maior a condutividade, ou seja, maior a capacidade da eletricidade se movimentar na solução. A EC pode ser facilmente medida no campo ou em laboratório com equipamentos portáteis.

A condutividade elétrica pode ser expressa em diferentes unidades (para o solo). A EC é medida em dS/m (deci-Siemens/metro), enquanto na água é medida em $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Micro-Siemens/centímetros). É importante sempre calibrar o equipamento antes de usar.

Outra maneira de detectar salinidade é medindo quanto sal há na solução. Essa medida é conhecida por sólidos totais dissolvidos, TDC (*total dissolved solids*) ou íons totais dissolvidos TDI (*total dissolved ions*). A unidade de medida é em mg/l (miligramas/litro) ou PPM (partes por milhão).

Segundo o Manual de Métodos de Análise do Solo da EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), documento 43, para medir os sais solúveis determina-se os cátions e ânions no extrato aquoso, obtido na pasta de saturação. O manual ainda estabelece a medida da salinidade pela condutividade elétrica do extrato.

Nos solos, a EC é normalmente medida em campo usando uma suspensão 1:5 ou no laboratório usando uma saturação de solo a mesma solução de 1:5. Para medir a solução 1:5 no campo, basta colocar aproximadamente 10 ml de água destilada, água de chuva ou água de abastecimento em um recipiente, proveta ou tubo. Depois adicionar pequenas partículas de solo até o conteúdo do recipiente aumentando de 5 ml até 15 ml, adicionar mais água até um volume total de 30 ml, agitar intermitentemente por cinco minutos e deixar repousar por cinco minutos. Então se submerge a sonda até que seja possível fazer uma leitura. O manual finaliza lembrando que se deve lavar a sonda depois de usá-la.

A interpretação dos valores da EC para determinar os níveis de salinidade do solo dependem da textura do solo. Os sais são facilmente dissolvidos em solos arenosos enquanto que nos solos argilosos, são dificilmente dissolvidos. Isto significa que a mesma quantidade de sal terá maior impacto nos solos arenosos do que nos solos argilosos. Da mesma forma, solos arenosos ou siltosos são moderadamente salinos se a $EC_{1:5}$ é abaixo de 0,6 dS/m.

Assim como a $EC_{1:5}$ é medida em uma amostra diluída, uma medida mais realista dos níveis de sais atuais que a planta irá encontrar pode ser medida em um extrato saturado (EC_{SE} – *saturation extract*). Isto pode ser feito por alguns laboratórios. Geralmente os solos são considerados salinos se a EC_{SE} é maior do que 2-4 dS/m. As taxas de tolerância de salinidade para solos são normalmente baseadas nos valores de EC_{SE} identificando as texturas do solo, e usando o Quadro 2.3.

Quadro 2.3 - Quadro auxiliar para cálculo da condutividade elétrica para cada tipo de solo.
Fonte: Departamento de Recursos Naturais e Aquáticos, Estado de Queensland (Watling, 2007)

Tipo de solo	Multiplicar $EC_{1:5}$ por
Areia	23
Silte arenoso	14
Silte	10
Silte argiloso	9
Argila leve	7,5
Argila pesada	6

Por exemplo, areia com uma $EC_{1:5}$ de 0,3 dS/m é equivalente a uma EC_{SE} de 6,9 dS/m, enquanto uma argila pesada com $EC_{1:5}$ de 0,3 dS/m é equivalente a uma EC_{SE} de 1,8 dS/m. As classes de salinidade dos solos são mostradas no Quadro 2.4.

Quadro 2.4 - Classes de salinidade com relação à plantas. Fonte: Departamento de Recursos Naturais e Aquáticos, Estado de Queensland (Watling, 2007).

Taxa de Salinidade	EC _{SE} (dS/m)	Efeitos
Levemente salino	1,5-2	Efeito da salinidade usualmente mínima
Moderadamente Salino	2-6	Produção de sal nas plantas sensivelmente restrito
Altamente Salino	6-15	Somente o sal tolerado nas plantas é produzido satisfatoriamente
Extremamente Salino	>15	Pouca produção de sal tolerado nas plantas satisfatoriamente

O documento 43 da Embrapa, assim como Watling (2007) divulgam os métodos de medição de salinidade pelo Manual de Métodos de Análise do Solo das seguintes maneiras: Condutividade elétrica, cátions solúveis e ânions solúveis.

Segundo o esses autores citados, a condutividade elétrica é medida com um condutivímetro digital, com a amostra previamente preparada (extrato de saturação). Para solos com predominância de argilo-expansivos, deve-se recorrer a um procedimento indireto utilizando o solo e o extrato aquoso de 1:1 por filtração simples. O reagente é uma solução de cloreto de potássio 0,01 N.

Pelo método dos cátions solúveis o cálcio e o magnésio são determinados pela espectrometria de absorção atômica e o sódio e potássio pelo fotômetro de chama nos extratos diluídos. Interferências nas determinações pela espectrometria de absorção atômica são eliminadas pela adição de lantânio.

2.9.1 - MÉTODOS DE MEDIÇÃO DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Com o objetivo de se desenvolver melhores técnicas de produção de sementes, instituições como a Embrapa têm se desdobrado para obter informações do solo a ser disseminado. Algumas dessas técnicas envolvem tecnologias de medição de condutividade dos solos, pois sabe-se que a mesma está diretamente relacionada com outros parâmetros como medidas diretas das propriedades do solo, salinidade e nutrientes; umidade; textura (areia, argila, camadas de solo); densidade volumétrica (compactação); medidas indiretas das propriedades do solo, relacionadas com matérias orgânicas (carbono orgânico do solo, químicos orgânicos); capacidade de troca catiônica; lixiviação; estudos de mananciais de água subterrânea; classes de drenagem de solo; mapas de propriedades do solo (Corwin e Lesch, 2005).

2.9.2 - PRINCÍPIOS BÁSICOS DE MEDIDAS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA APARENTE

Os primeiros estudos de medida de condutividade elétrica aparente (EC_a) começaram no início dos anos 1900, com os trabalhos de Archie (1942), conhecida como a lei empírica de Archie para rocha e solos arenosos saturados, descrito por:

$$EC_a = \alpha \sigma_w n^m \quad (2.30)$$

Onde α é uma constante empírica; σ_w é a condutividade elétrica do meio poroso, n é a porosidade em ϵ o expoente de sedimentação.

A corrente elétrica pode caminhar pelo meio, no caso o solo, de três maneiras (Rhoades *et al.*, 1999 citado por Rabello, 2009): a porção líquida, água ocupando os poros grandes; na mistura sólido-líquido via troca de cátions associados com os minerais de argila; via sólida, contato direto das partículas do solo, umas com as outras, podendo ser modelada de acordo com a equação (2.31),

$$EC_a = \left[\frac{(\theta_{ss} + \theta_{ws})^2 EC_{ws} EC_{ss}}{\theta_{ss} EC_{ss} + \theta_{ws} EC_{ss}} \right] + (\theta_{sc} EC_{sc}) + (\theta_{wc} + \theta_{wc}) \quad (2.31)$$

onde θ_{ws} e θ_{wc} - são o teor volumétrico de água no caminho solo+água e no caminho contínuo de água, respectivamente; θ_{ss} e θ_{sc} - são o volume da superfície de condutância e a fase sólida endurecida do solo, respectivamente; EC_{ws} e EC_{wc} - são as condutividades elétricas específicas do caminho solo-água e do caminho só de líquido; EC_{sc} e EC_{ss} - são as condutividades elétricas da superfície de condutância e da fase sólida endurecida, respectivamente.

2.9.3 - FATORES QUE INFLUENCIAM A CONDUTIVIDADE ELÉTRICA APARENTE

A condutividade elétrica aparente (EC_a) é influenciada por várias propriedades físicas e químicas do solo, tais como: Salinidade do solo, porcentagem de saturação, densidade, volumétrica e umidade.

Como também a quantidade de argila; a capacidade de troca de cátions e matéria orgânica. As medidas de EC_a devem ser analisadas levando em conta estes fatores. Outro fator é a

temperatura. A condutividade eletrolítica é incrementada a um taxa de aproximadamente de 1,9% por graus Celsius. É tomada como referência a temperatura de 25°C.

2.9.4 - MEDIDAS DA SALINIDADE DO SOLO

Segundo Rabello (2009) cinco métodos são empregados para a determinação da salinidade do solo em escala de campo: observação visual da cultura, condutância elétrica do solo maior que o normal da umidade; medida da eletro-resistividade (ER); medida com indução eletromagnética e reflectometria no domínio do tempo (TDR).

Observação visual da cultura é um método rápido e econômico, tem a desvantagem que a salinidade é detectada após ter ocorrido danos na cultura.

Condutância elétrica do solo maior que o normal da umidade é obtida quando a solução de solo é colocada entre dois elétrodos, igualmente distanciados e de geometria conhecida (Bohnet *al.*, 1979 citado por Rabello, 2009). Aplicando-se uma diferença de potencial constante entre os dois elétrodos a corrente é inversamente proporcional a resistência da solução de solo, representada na equação abaixo:

$$EC_t = \frac{k}{R_t} \quad (2.32)$$

Onde EC_t é a condutividade elétrica da solução, K é a constante da célula medidora de condutividade e R_t é a resistência medida.

Medida da eletro-resistividade (ER) é o método de medida da eletro-resistividade consiste em injetar uma determinada intensidade de corrente elétrica na superfície do solo, através de dois elétrodos. Com a passagem da corrente elétrica no solo resulta numa diferença de potencial, que é medida por outros dois eletrodos nas vizinhanças dos elétrodos de corrente (Figura 2.9). Este método foi desenvolvido por Schlumberger na França e por Wenner nos Estados Unidos nos anos 1900 (Burger, 1992; Telford *et al.*, 1990 citado por Rabello, 2009).

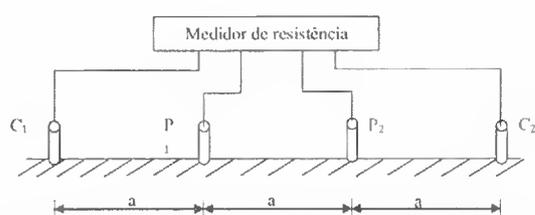


Figura 2.9 - Esquema do método de medida de eletro-resistividade com o arranjo de 4 eletrodos: eletrodos de corrente C_1 e C_2 ; eletrodos de potencial P_1 e P_2 e a o espaçamento entre os eletrodos.

A profundidade da medida de eletro-resistividade é proporcional a distância (a) entre os 4 eletrodos. O volume medido na configuração da Figura 2.9 é de πa^3 .

Medida com indução eletromagnética trata de uma bobina de transmissão induz um corrente de forma espiralada de sentido contrário no solo, a magnitude dessas espiras é proporcional a condutividade elétrica nas proximidades de cada espira. Cada espira de corrente gera um campo eletromagnético secundário que é proporcional ao valor da corrente fluindo dentro da espira.

Uma fração do campo eletromagnético induzido, secundário, é detectada por outra bobina receptora, que é amplificado e convertido em uma saída de tensão. Este sinal é proporcional a condutividade elétrica do solo na região analisada.

Equipamentos de medida por indução eletromagnética estão disponíveis comercialmente.

Reflectometria no domínio do tempo (TDR) é um método confiável para medidas *in situ* da umidade e da concentração da solução no mesmo volume de solo. Entretanto, a interpretação precisa da medida de condutividade elétrica do solo (e umidade do solo) pode requerer uma curva de calibração específica. Esta técnica baseia-se na medição do tempo de propagação, ida e volta de um pulso de tensão, através de uma sonda, o qual é função da constante dielétrica do meio que se esta fazendo a medição. Pela medida da impedância da carga resistiva através da sonda (Z_L), a condutividade elétrica pode ser calculada por meio da equação (2.33) (Giese e Tiemann, 1975 citado por Santana *et al.*, 2006).

$$EC_a = \frac{Z_0}{120\pi l Z_u} \left(\frac{2V_0^*}{V_{inf}} - 1 \right) \quad (2.33)$$

Onde l é o comprimento da sonda, Z_0 é a impedância característica da sonda, (obtido em água destilada), Z_u é a impedância no cabo ~ 50 ohms, V_0^* é amplitude do sinal eletromagnético gerado pela TDR, e V_{inf} é a amplitude do sinal eletromagnético depois da reflexão do início da sonda.

Talvez um dos maiores problemas seja referente à linearização relacionando a condutividade elétrica aparente medida pelo TDR (ar+solo+água) em função da condutividade elétrica da solução do solo medida por meio do extrato de saturação proveniente da pasta saturada. O TDR transmite um pulso ao longo do meio condutor e caso não haja nenhuma

descontinuidade no meio, a transmissão de impulsos é absorvida e nenhum sinal será refletido em direção ao TDR.

2.10 - METAIS PESADOS EM SOLOS

O termo metais pesados é de definição ambígua, mas vem sendo intensamente utilizado na literatura científica como referência a um grupo de elementos amplamente associados à poluição, contaminação e toxicidade. De acordo com a definição baseada na densidade, são considerados metais pesados os elementos químicos e suas formas iônicas que possuem densidade alta ($\geq 6,0 \text{ g cm}^{-3}$) e raio atômico maior do que 20.

Do ponto de vista ambiental, o metal pesado pode ser entendido como aquele metal que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao ambiente, prejudicando a atividade dos organismos vivos.

Segundo Guilherme *et al.* (2005), o termo elemento traço tem sido preferido em diversas publicações recentes em detrimento da expressão metal pesado, a qual nunca foi definida por nenhum órgão oficial na área de química.

Segundo Sperling (2005) as principais implicações dos metais pesados para a saúde são:

- Toxicidade aos seres humanos e outras formas de vida animal e vegetal, através da disposição de águas residuárias em corpos d'água e de lodo na agricultura.
- Inibição dos microorganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos.

De acordo com Sperling (2005), os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se e Zn. Estes elementos são encontrados naturalmente nos solos em concentrações variáveis, porém são inferiores àquelas consideradas tóxicas para diferentes organismos vivos. Dentre eles As, Co, Cr, Cu, Se e Zn são essenciais aos organismos em certas quantidades. No ser humano, o metal pesado pode produzir vários efeitos, resultados da ação sobre moléculas, tecidos, órgãos ou mesmo sistemas inteiros. Dependendo do material envolvido e da intensidade da intoxicação o efeito pode ser desde uma manifestação local da pele, membrana pulmonar ou trato intestinal, até efeitos mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos, ou mesmo a morte. No Quadro 2.5 são mostrados alguns metais e efeitos sobre a saúde humana.

Quadro 2.5 – Síntese das fontes de contaminação e efeitos à saúde humana dos metais mais frequentes no ambiente. Fonte: Sperling, 2005.

Metal	Fonte de contaminação	Efeitos sobre a saúde
Cádmio	Farinhas refinadas, cigarros, materiais odontológicos, indústria do aço, efluentes gasosos industriais, fertilizantes, pesticidas, fungicidas, café e chá tratados com agrotóxicos, materiais cerâmicos, frutos do mar, farinha de ossos, solda, fundição e refinação de metais como zinco, chumbo e cobre.	É cancerígeno, provoca elevação da pressão sanguínea e aumento do coração. Queda de imunidade. Aumento da próstata. Enfraquecimento ósseo. Dores nas articulações. Anemia. Efisema pulmonar. Osteoporose. Perda de olfato. Diminuição do desempenho sexual.
Chumbo	Baterias de automóveis, tintas, combustíveis, vegetais tratados com agrotóxicos, fígado bovino, alimentos enlatados, cigarros, pesticidas, tinturas para cabelos, gás contendo chumbo, papel de jornal e anúncios coloridos, fertilizantes, cosméticos e poluição do ar.	Irritabilidade e agressividades, indisposição, dores de cabeça, convulsões, sangramento gengival, dores abdominais, náuseas, fraqueza muscular, perda de memória, insônia, pesadelos, acidente vascular cerebral inespecífico, alterações de inteligência, osteoporose, doenças renais, anemias, problemas de coagulação. Afeta o sistema digestivo e reprodutor, e é agente teratogênico (que acarreta mutação genética).
Mercúrio	Termômetros, pesticidas e agrotóxicos, amálgama dentário, água, mineração, garimpos, polidores, ceras, jóias, tintas, açúcar, tomate e pescados contaminados, explosivos, lâmpadas fluorescentes de mercúrio, cosméticos, produção e entrega de produtos derivados do petróleo, células de eletrólise do sal para produção de cloro.	Depressão, fadiga, tremores, síndrome do pânico, parestesias, descontrole motor, andar lateral, dificuldade de fala, perda de memória, perda do desempenho sexual, estomatite, dentes soltos, dor e paralisia de extremidades, dor de cabeça, anorexia em crianças, alucinações, vômitos, dificuldades de mastigação, sudorese e perda de sensação de dor.
Níquel	Utensílios de cozinha, baterias de níquel-cádmio, jóias, cosméticos, óleos hidrogenados, trabalhadores de cerâmica, permanentes de cabelo (a frio), soldas.	Cancerígeno, pode causar: dermatite de contato, gengivites, erupções na pele, estomatites, tonturas, dores articulares, osteoporose e fadiga crônica.
Zinco	Metalurgia (fundição e refinação), indústrias, recicladores de chumbo.	Sensações como paladar adocicado e secura na garganta, tosse, fraqueza, dor generalizada, arrepios, febre, náuseas, vômito.
Cromo	Curtição de couros, galvanoplastias.	Dermatites, úlceras cutâneas, inflamação nasal, câncer de pulmão e perfuração de septo nasal.
Arsênico	Óleos combustíveis, pesticidas e herbicidas, metalúrgicas, plantas marinhas, e frutos do mar.	Transtornos gastrointestinais, espasmos músculo-viscerais, náuseas, diarreias, inflamações de boca e garganta, dores abdominais.
Alumínio	Água, queijos fundidos, farinha de trigo branca, panelas de alumínio, cosméticos, antiácidos, pesticidas e antiperspirantes, fermento de pão, sal.	Constipação intestinal, perda de energia, cólicas abdominais, hiperatividade infantil, perda de memória, dificuldade de aprendizado, osteoporose, raquitismo e convulsões. Doenças relacionadas: Alzheimer e Parkinson.
Bário	Água poluída, agrotóxicos, pesticidas e fertilizantes.	Hipertensão arterial, doenças cardiovasculares, fadiga e desamino.

2.11 - DETERMINAÇÃO DE ARGILOMINERAIS PELA TÉCNICA DE DIFRATOMETRIA DE RAIOS X

Com a finalidade de se descobrir os minerais presentes na amostra se utiliza a técnica da difratometria de raios-x. Essa técnica funciona somente para os minerais cristalinos. Segundo Frye (1974), as formas dos minerais foram estudadas sistematicamente desde o século XVI, evidenciando as relações entre os ângulos dos cristais, estabelecendo, posteriormente, os sistemas cristalinos, os elementos e operações de simetria, bem como as formas de representação dos cristais em projeções, até que, no final do século XIX, estava completa a “Cristalografia Geométrica”. Nesta época, admitia-se que a forma externa dos minerais refletisse uma ordem interna da matéria, mas os principais constituintes do solo eram partículas muito pequenas, cuja estrutura cristalina era questionável.

Em 1895, Röntgen descobriu o raio-x, que se tornou mais tarde, a principal ferramenta para a determinação da estrutura interna, não só dos minerais com formas externas já definidas, mas também dos constituintes da fração argila dos solos. Esta foi chamada a cristalografia de raios-x, cujo pai é W. H. Bragg que deu origem à equação de Bragg utilizada para calcular o ângulo de reflexão dos raios-x depois de refletidos nos cristais. Em 1923, Louis de Broglie demonstrou que os raios-X têm propriedades de ondas e de partículas, já que são parte do espectro eletromagnético, compreendendo desde comprimentos de ondas longas ($\lambda = 1000\text{Å}$), até ondas curtas ($\lambda = 10^{-5}\text{Å}$), inferiores até mesmos às dos raios γ , conforme diagrama da Figura 2.10.

10^2	10^1	10^{-1}	10^{-2}	10^{-3}	10000	1000Å	100	10	1	10^{-1}	10^{-2}	.	10^{-5}
cm	cm	cm	cm	cm	Å		Å	Å	Å	Å	Å		Å
ondas elétricas			infravermelho		*	ultravioleta				gama			
						* luz visível		raios-X					

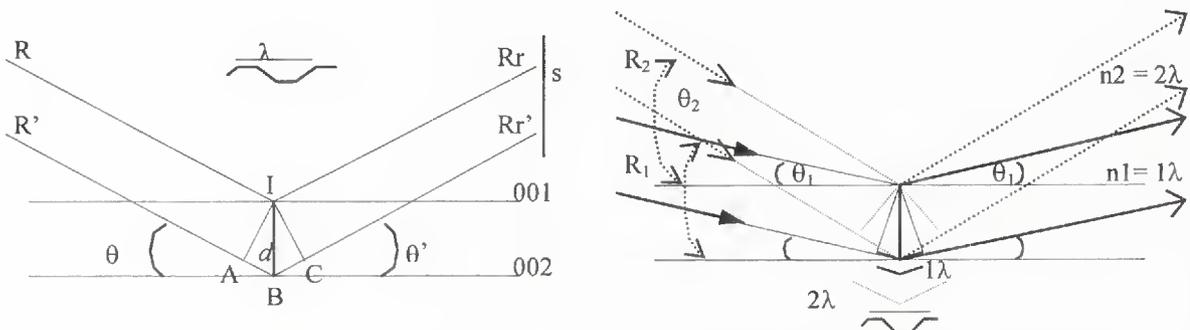
Figura 2.10 - Distribuição aproximada dos comprimentos de ondas das radiações eletromagnéticas. Os raios-X utilizados em análises difratométricas têm comprimento de onda em torno de 1 Å (modificado de Formoso, 1984 citado por Guimarães, 1999).

Ao atravessar um material, uma radiação pode ser absorvida dependendo do seu comprimento de onda e da capacidade de absorção (bandas de absorção) do material atravessado. Da mesma forma que o comprimento de onda de raios-X, a borda de absorção é característica de cada elemento e consiste na retenção de radiações de comprimentos inferiores a um limite, deixando passar outras de maiores.

A análise por raios-X relaciona a distância interplanar (d) de um dado plano do cristal, com o comprimento de onda (λ) e os ângulos de incidência (θ) e reflexão (θ') da onda com o plano, segundo a equação de Bragg:

$$n\lambda = 2d \sin \theta \quad (2.34)$$

Na equação de Bragg, “ n ” é a ordem de reflexão, correspondendo à diferença - em número de comprimentos de onda - de percurso dos raios difratados por planos sucessivos. Na Figura 2.11(b), os raios difratados - R_1 , e R_2 têm as diferenças de 1λ ($n=1$) e 2λ ($n=2$), respectivamente, em relação ao raio difratado pelo plano superior.



(a) Geometria da equação de Bragg

(b) Número de ordem - n - de raios difratados a diferentes ângulos de incidência

Figura 2.11 - Esquemas de reflexão dos raios x. Fonte: Guimarães, 1999.

2.12 - EXTRAÇÃO DE METAIS DO SOLO

O impacto da contaminação e/ou poluição por metais pesados não deve ser avaliado somente pelo seu teor total em solos, mas pela sua biodisponibilidade, que é uma propriedade relacionada com sua mobilidade no solo e absorção pelas plantas (Costa *et al.*, 2007). Uma das ferramentas para se avaliar o comportamento dos metais traços no solo é a utilização dos chamados métodos de extração sequencial. Conceitualmente, os metais (ou elementos) contidos em um material sólido podem ser fracionados em formas geoquímicas específicas, e podem ser seletivamente extraídos pelo uso de reagentes apropriados. Cada método apresenta um conjunto de reagentes que deve atacar especificamente a forma geoquímica para o qual foi escolhido.

O primeiro problema ao se criar um esquema de extração para metais traços é selecionar reagentes que sejam efetivos e seletivos em solubilizar uma forma específica do elemento ou metal no solo. Durante as diversas etapas de extração, os metais extraídos por um

determinado reagente podem ser adsorvidos em outras fases, seja pela presença de sítios específicos disponíveis, seja pela criação de novos sítios de ligação provocados pela ação dos reagentes utilizados sobre os componentes do solo.

Amaral Sobrino *et al.* (1997) citado por Costa, *et al* (2007) descobriram por extrações sequenciais que a extração do Ni ocorre principalmente na fração mineral. Esses autores observaram também um decréscimo na solubilidade de vários metais estudados através de extração sequencial. Descobriram também que com o fracionamento foi possível concluir que esse decréscimo estava relacionado à passagem da forma trocável àquelas menos móveis, ligadas à óxidos e residual.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – COLETA DO SOLO E PREPARAÇÃO PARA O ENSAIO

A coleta do solo foi realizada no setor Noroeste, na cidade de Brasília, conforme é mostrado na Figura 3.1, no dia 29 de março de 2010, em uma vala escavada com aproximadamente 2 m de profundidade. A escolha do local foi devido à facilidade de acesso e de informações, já que na época da coleta, encontrava-se em fase de escavação.

Foram coletados aproximadamente 300 kg de amostra que foi utilizada para todos os ensaios que se seguem descritos nos itens subsequentes. Todos os sacos coletados foram misturados e dispostos em novos sacos etiquetados com a massa e o número, a fim de homogeneizar a amostra e facilitar o controle de cada ensaio. Um saco plástico impermeável foi armazenado na câmara úmida e devidamente etiquetado para que se conservasse a umidade natural do solo. A preparação do solo para os ensaios seguiu a NBR-6457.

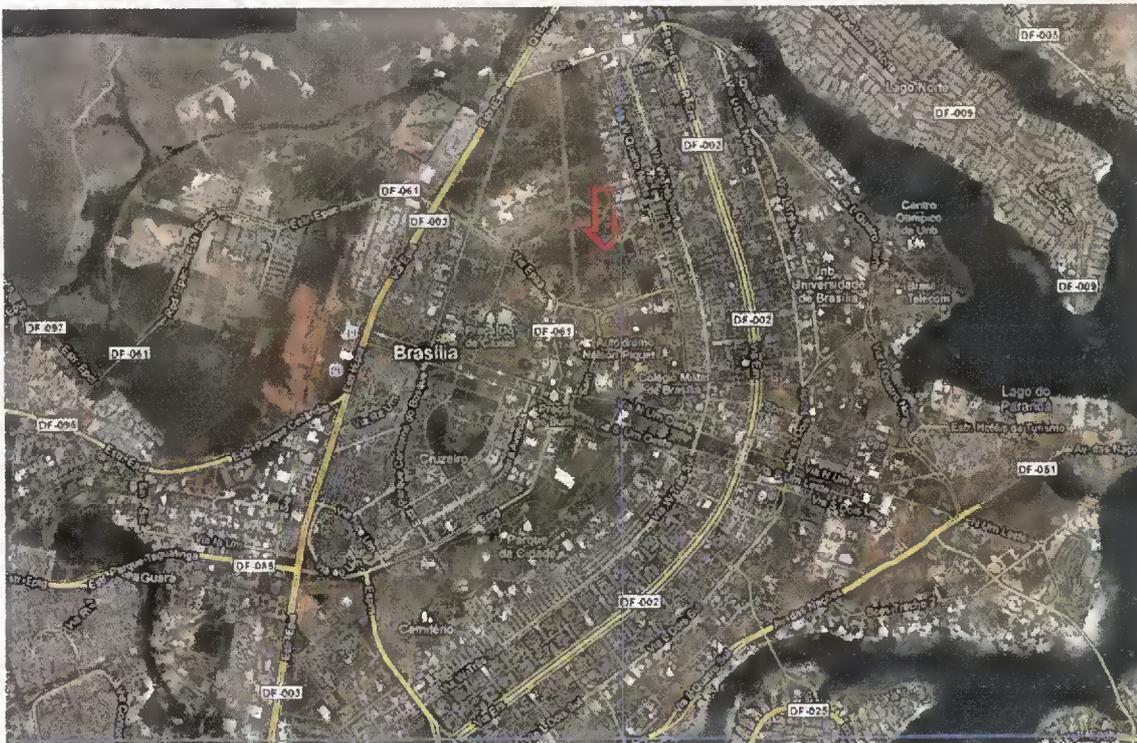


Figura 3.1 - Localização do local de coleta do solo.

3.2 – ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO

Neste item, se descreve o método de classificação do solo em estudo. Alguns ensaios foram realizados com o solo em duas condições prévias: uma seca ao ar e outra seca na estufa, após a determinação da umidade de campo e higroscópica. Foram os ensaios de limite de liquidez - NBR 6459 (ABNT, 1984), limite de plasticidade - NBR 7180 (ABNT, 1984), limite de contração - NBR 7183 (ABNT, 1982), Análise granulométrica - NBR 7181 (ABNT, 1984) e massa específica dos grãos de solo que passam na peneira de 4,8 mm - NBR 6508 (ABNT, 1984). Isto foi feito, para se verificar a desagregabilidade do solo, em determinadas condições. Para a análise granulométrica, foi realizado o seguinte procedimento: uma curva como determina a NBR 7181, isto é, com o uso de defloculante hexametáfosfato de sódio e outra sem defloculante e sem dispersão dinâmica. Outra curva granulométrica foi feita utilizando-se somente a porção passante na peneira #200 sem defloculante. Com base na NBR 6502, classificou-se o solo de acordo com o tamanho dos grãos. Na Figura 3.2 são mostrados alguns procedimentos realizados para os ensaios descritos.



(a) Mistura completa da amostra.



(b) Peneiramento.



(c) Massa específica dos grãos, picnômetros durante o banho-maria.



(d) Ensaio de Limite de contração.

Figura 3.2 - Procedimentos para caracterização do solo.

3.2.1 - CLASSIFICAÇÃO TRB

O sistema rodoviário utiliza esta classificação. Os engenheiros brasileiros costumam utilizá-la na pavimentação e na construção de barragens de terra. Para a classificação TRB, apenas foi necessário fazer os ensaios de limites de Atterberg (liquidez e plasticidade) e a análise granulométrica. Com esses dados, calcula-se o IG (índice de grupo) pela fórmula:

$$IG=0,2.a+0,005.a.c.+0,01b.d \quad (3.1)$$

onde a = % do material que passa na #200 menos 35, se a porcentagem for maior que 75, adota-se 75 e, se menor que 35, adota-se 35. Seu valor varia de 0 a 40. b = % do material que passa na #200 menos 15, se a porcentagem for maior que 55, adota-se 55 e, se menor que 15, adota-se 15. Seu valor varia de 0 a 40. c = valor do LL menos 40, se o LL for maior que 60, adota-se 60 e, se menor do que 40, adota-se 40. Seu valor varia de 0 a 20. d = valor do IP menos 10, se o IP for maior que 30, adota-se 30 e, se menor do que 10, adota-se 10. Seu valor varia de 0 a 20. Os valores de a, b, c e d, deverão ser expressos em números inteiros e positivos, assim como o valor do IG.

Na Figura 3.3 são mostradas fotografias tiradas durante os ensaios de granulometria, limite de liquidez e limite de plasticidade.



(a) Granulometria por sedimentação: à esquerda sem defloculante, à direita com defloculante.



(b) Aparelho de Casagrande, durante o ensaio de Limite de Liquidez.



(c) Ensaio de Limite de Plasticidade.

Figura 3.3 - Procedimentos para classificação.

3.2.2 - CLASSIFICAÇÃO SUCS

A classificação SUCS (Sistema unificado de classificação de solos) foi desenvolvida por Arthur Casagrande em 1948 e vem sendo revisada, sendo a última revisão em 1984 por Horward. Em um gráfico conhecido como “carta de plasticidade”, são verificados tenacidade

e resistência do solo seco. Todas essas características comportamentais foram observadas e devidamente anotadas para esta classificação (Sousa Pinto, 2000).

3.2.3 - CLASSIFICAÇÃO TÁTIL VISUAL E ENSAIOS MANUAIS

Regulamentada pela norma ASTM D 2488-84, essa classificação trata de observar o comportamento do solo sob testes simples, que podem ser feitos mesmo em campo para determinação do tipo de solo. É feita, então uma rápida avaliação verificando umidade natural (que foi determinada por estufa), resistência à compressão manual de bolinhas secas, dilatância, dureza, plasticidade, granulometria, angularidade, forma dos grãos e graduação. Todos esses itens foram verificados no Laboratório de Geotecnia da UnB.

3.2.4 - CLASSIFICAÇÃO MCT (MINIATURA COMPACTADA TROPICAL)

As classificações tradicionais quando aplicadas à solos de países de clima tropical , como o Brasil, apresentam sérias discrepâncias quanto a previsão do comportamento geotécnico. Segundo Camapum de Carvalho *et al* (2006) a quase totalidade das normas, sistemas de classificação e teorias existentes foram propostas para solos apresentando um comportamento padrão característico da maioria dos solos de clima temperado. A classificação MCT é a metodologia de classificação mais indicada para solos tropicais, pois subdivide o comportamento do solo em laterítico e não laterítico. A classificação MCT é dividida em tradicional (Nogami e Villibor, 1995) e expedita também conhecida como método das pastilhas, adaptada por Fortes (1997). Os sistemas MCT consideram aspectos relativos ao comportamento, tais como, resultados de compactação e perda por imersão (no sistema convencional), resistência a seco, retração e expansão (no sistema expedito).

Classificação MCT Tradicional

Essa metodologia abrange dois grupos de ensaios: Mini CBR e Mini MCV e associados aos mesmos. Por meio desses ensaios se avaliou expansão, contração, infiltrabilidade, permeabilidade, etc. A norma para classificar os solos, de acordo com esta metodologia, é a DNER-CLA 259/96. Foram realizados então os ensaios de compactação em equipamento em miniatura (DNER-ME 228/94), solos compactados em equipamento em miniatura Mini-MCV (DNER-ME 258/94), Solos compactados em miniatura – Determinação da perda de massa por imersão (DNER-ME 256/94).

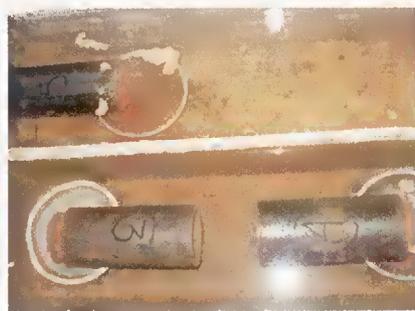
O procedimento da compactação do solo em miniatura é feito preparando-se as amostras de 500 g, passantes na peneira de 2 mm de abertura, com 24 horas de antecedência, nas umidades crescentes variando a cada 3%. Na Figura 3.4(a) são mostradas as amostras acondicionadas em sacos plásticos, antes do início do ensaio. Feito isso, procede-se a compactação nos moldes em miniatura (13 cm de altura, 5 cm de diâmetro interno), conforme mostrado na Figura 3.4(b). Estes devem ser lubrificados com vaselina na parte interna.



(a) Amostras previamente preparadas com umidade pré-determinadas e estabilizadas 24 horas antes da compactação.



(b) Compactação mini MCV.



(c) Perda de massa por imersão.

Figura 3.4 - Procedimentos para classificação MCT.

O início do ensaio se dá com a amostra mais seca, com cerca de 190 g (solos lateríticos). Para a energia normal, e solo argiloso são aplicados 4 golpes com o soquete leve (30,5 cm de altura de queda e 2270 g) em ambos os lados do cilindro. Se a altura do corpo de prova estiver com 50 mm de altura (com tolerância de 1 mm para mais ou para menos) a operação está encerrada para esta umidade. Caso contrário, recalcula-se a massa pela relação:

$$M_c = \frac{M_i \times 50}{A_t} \quad (3.2)$$

onde M_i é a massa utilizada na compactação que resultou na altura A_t (em mm). Calculada a nova massa, procede-se novamente a compactação para a mesma umidade. Prossegue-se a compactação das demais umidades, analogamente à primeira, obtendo desta forma, as massas específicas de cada corpo de prova, após a confirmação da medida da umidade. Com as massas específicas e as umidades, constrói-se a curva de compactação.

A curva Mini MCV é obtida por uma compactação, também em miniatura. A preparação das amostras é similar à da mini compactação descrita anteriormente. O que muda é a energia aplicada à amostra. O procedimento é feito com o auxílio do extensômetro, cuja primeira medida é feita antes do primeiro golpe. Após o primeiro golpe, é feita uma nova leitura no

extensômetro. Feito isso, são realizadas séries de golpes da seguinte maneira: 2, 3, 4, 6, 12, 16, 24, 32, 48, 64, 96, 128, 192 e 256 interrompendo-se o processo quando:

- a) A diferença entre a leitura obtida após $4n$ golpes e a obtida após n golpes for menor que 2 mm.
- b) Houver intensa exsudação de água no topo e na base do corpo de prova
- c) O numero de golpes atingir 256.

Após o término da compactação, desloca-se o corpo de prova de dentro do molde, em torno de 1 cm, para fazer o ensaio de perda de massa por imersão. Todo esse procedimento é repetido para as demais umidades. Feito isto, traça-se a família de curvas de compactação e as curvas de mini-MCV. As curvas de mini-MCV são traçadas com o número de golpes em escala logarítmica na abscissa e os valores de a_n na ordenada. A intersecção dessas curvas com a linha horizontal corresponde a $a_n=2,00$ mm e fornece o Mini-MCV diretamente em escala gráfica apropriada.

O ensaio de perda de massa por imersão pode ser feito com os corpos de prova moldados pelo Mini-MCV. Após deslocar suavemente 1 cm para fora do molde, os cilindros são colocados no recipiente de imersão, sobre um suporte, na horizontal. Coloca-se uma cápsula dentro do recipiente de maneira que o seu centro coincida com a vertical passando pelo centro da base do molde. Introduce-se a água de maneira suave até que a lâmina de água atinja pelo menos 1 cm acima da superfície externa do molde. A Figura 3.4(c) mostra os moldes durante o período de imersão. Após um período mínimo de 20 horas, retira-se os moldes e mantém-se na posição horizontal. Examinar e anotar a forma da porção de solo que permaneceu no molde. Retirar a cápsula do recipiente e caso haja solo desprendido do corpo de prova, anotar a sua forma e determinar a massa após secagem na estufa. O valor da perda de massa é calculado da seguinte maneira:

$$P_i = \frac{M_d \times 100}{M_0} \quad (3.3)$$

onde P_i é a perda de massa por imersão, em porcentagem; M_d é a massa de solo seco da porção desprendida do corpo de prova, em gramas; M_0 é a massa de solo correspondente a 1 cm do corpo de prova logo após a compactação, em gramas. Quando a porção desprendida tiver a forma de um cilindro a sua massa seca em estufa deve ser multiplicada por 0,5.

A classificação é realizada com o valor do **Mini-MCV**, com o valor de **P_i**, **c**, **d** e **e**. O **c** é o coeficiente angular da parte mais inclinada e retilínea da curva de Mini-MCV correspondente a condição Mini-MCV =10. Geralmente é necessário que se faça uma interpolação gráfica para isto. **d** é o coeficiente angular da parte retilínea mais inclinada do ramo seco da curva de compactação, correspondente a 10 golpes obtido na realização do ensaio de compactação Mini-MCV. E **e** é um coeficiente obtido pela fórmula:

$$e = \sqrt{\frac{P_i}{100} + \frac{20}{d}} \quad (3.4)$$

Após calcular **P_i**, **c** e **d**, calcular em seguida o coeficiente **e**. Com os valores de **c** e **e**, localizar no gráfico fornecido pela norma de classificação CLA259-96, o ponto que está situado na região de que trata o solo a ser classificado.

Classificação MCT Expedita

Essa classificação ainda não é normatizada, tem apenas metodologias publicadas muito utilizadas atualmente para classificação de solos tropicais. Ela considera o tempo de ascensão de água em uma pastilha, a penetração da mesma após saturação e a contração do solo enquanto seco.

Para esta classificação, realizou-se o procedimento de acordo com as recomendações de Nogami e Villibor, 1994, adaptada por Fortes (1997):

- 1- A amostra deve ser coletada, seca ao ar. Obter no mínimo 30 ml ou gramas da fração que passa na peneira de 2,00 mm. Passar em seguida a fração na peneira de 0,42 mm.
- 2- Colocar a amostra sobre a face esmerilhada da placa de vidro e efetuar uma espatulação preliminar dando algumas dezenas de espatuladas. Adicionar mais água ou deixar secar, a fim de que possa efetuar a espatulação eficiente. Terminada a espatulação, determinar a consistência da pasta utilizando-se do penetrômetro, ajustando-se o teor de umidade até conseguir a penetração 1 mm. Este penetrômetro possui 10 g de massa, agulha de 1,3 mm de diâmetro, cerca de 5 cm de comprimento útil e ponta plana perpendicular ao seu eixo.
- 3- Obter uma pequena esfera (diâmetro de cerca de 10 mm). Colocar a esfera dentro do anel e com uso de dedos amolgá-lo, fazendo pressão suficiente para preencher

inteiramente o anel, como mostrado na Figura 3.5(a). Cortar o excesso com uso de fio apropriado. O anel deve estar totalmente preenchido pela pasta de solo. Acondicionar os anéis preenchidos em suporte apropriado que permita mantê-los em posição vertical e deixar secar por 12 horas ao ar ambiente.

- 4- Colocar os anéis secos sobre uma superfície plana e horizontal. Efetuar, no mínimo três medidas da pastilha distanciados em cerca de 120°, com o paquímetro, como mostrado Na Figura 3.5(b).
- 5- Transferir os anéis com as respectivas pastilhas para uma placa porosa saturada e recoberta de papel filtro. Medir o tempo de umificação (ou ascensão de água) das pastilhas, observando-se sempre o aspecto das mesmas e anotando-os. Deixar em repouso por cerca de duas horas. Efetuar a penetração das pastilhas com o penetrômetro especificado no item 2, encostando a sua ponta na superfície da área central da pastilha ou de blocos separados por trincas, soltando-o de maneira que a penetração se dê na vertical e em situação de queda livre. Efetuar pelo menos 3 determinações em cada pastilha.



Figura 3.5 - Procedimentos para classificação MCT expedita.

A contração (C_t), expressa em mm, com aproximação de 0,1 mm é obtida com a média aritmética dos valores de contração obtidos. O valor da medida de penetração é expresso em milímetros, com aproximação de 0,1mm. Uma vez obtidos os valores da contração diametral e da penetração, locá-los na carta de classificação do referido método, obtendo-se o grupo de solo da metodologia MCT.

3.3 - CURVA DE COMPACTAÇÃO

Conforme a NBR-7182/86, determinou-se a massa específica aparente seca para cada dada umidade de solo compactado de forma dinâmica, ensaio tipo Proctor, gerando desta forma uma curva de compactação. Utilizou-se o cilindro pequeno, cuja norma indica a utilização de 3 camadas de 26 golpes cada camada para energia de Proctor normal. A metodologia foi sem reuso de material sobre amostras preparadas com secagem prévia até a umidade higroscópica e posteriormente umedecidas com variação de 2% de umidade. Tais amostras foram guardadas em sacos plásticos bem fechados, e mantidos em câmara úmida por 24 horas antes da execução do ensaio. Foram realizados dois ensaios: um manual, conforme ilustrado na Figura 3.6(a) no laboratório da geotecnia e outro em um compactador mecânico no Centro Interdisciplinar de Estudos de Transportes, CEFTRU, como mostrado na Figura 3.6 (b).



Compactação manual.



Compactação mecânica.

Figura 3.6 - Realização do ensaio de compactação com o cilindro pequeno.

3.4 - CURVA CARACTERÍSTICA

A ASTM D5298-03 normatiza o procedimento do ensaio de curva característica com a técnica do papel filtro. No entanto, a metodologia adotada nesta pesquisa baseou-se principalmente em artigos publicados por Marinho, (1995) que utilizou essa técnica. O ensaio de determinação de massa específica aparente, seguiu as recomendações da NBR 10838 (ABNT, 1988).

A preparação do solo para o ensaio da curva característica se deu da seguinte maneira: o solo foi destorroado, e após a exposição ao ar, determinou-se a umidade higroscópica com uma pequena porção. O solo foi, então, passado na peneira n^o10 (2,0 mm), e homogeneizado e

corrigido até atingir a umidade ótima, determinada previamente pelo ensaio compactação em equipamento miniatura. Respeitou-se o tempo de 24 horas para a estabilização da umidade em saco plástico bem vedado.

A compactação dos corpos de prova foi realizada com energia Proctor normal com o soquete cilíndrico de aço tipo leve utilizado no ensaio de mini-compactação. O solo foi compactado em cilindros metálicos com 5,0 centímetros de diâmetro e os corpos de prova moldados com 5,0 centímetros de altura, e posteriormente cortados ao meio, formando 2 corpos de prova com 2,0 centímetros de altura aproximadamente.

Na Figura 3.7 é mostrado o procedimento de moldagem dos corpos de prova. Foram aplicados 4 golpes de cada lado da amostra, conforme metodologia de compactação em equipamento miniatura (DNER-ME 228/94).

Foram moldados 24 corpos de prova, sendo 8 deles expostos ao ambiente até constância de peso. A umidade atingida após o tempo de estabilização foi a menor utilizada no ensaio. Em cada um desses 8 corpos de prova secos ao ar, foi feito um umedecimento. A faixa de umidade prevista foi de 8%, 12%, 16%, 20%, 24%, 28% e 32% e 36%, no entanto, foi necessário parar o ensaio antes de umedecer o último corpo de prova devido à desagregação do mesmo. Outros 8 corpos de prova foram saturados em pedra porosa, e posteriormente expostos ao ar, até que atingissem as mesmas umidades citadas anteriormente. A maior umidade da faixa foi a de saturação, e os outros, conforme foram secando e atingindo as umidades previstas, foram sendo embalados com o papel filtro pra medição da sucção. Quanto aos demais corpos de prova, fez-se uma curva mista tomando-se 3 corpos de prova para umedecimento, 4 para secagem e um foi embalado após a compactação na umidade ótima.

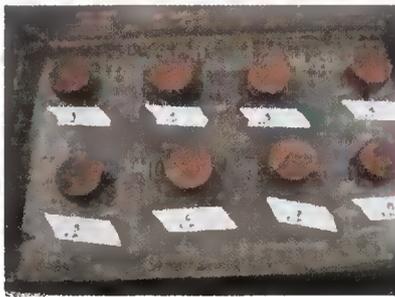
Os papéis filtro utilizados foram os da marca *Whatman* número 42, recortados com diferentes diâmetros para facilitar a pesagem e manuseio com o tamanho máximo de 5,0 cm que é o diâmetro da pastilha, tomando o cuidado de manusear sempre com luvas de látex. O papel filtro foi retirado da caixa, sem preparo prévio e a calibração foi extraída de Marinho (1995).



Figura 3.7 - Sequencia de preparação das pastilhas para curva característica.

Quando os corpos de prova atingiram as condições desejadas, montou-se da seguinte maneira: em uma face, para a medida da sucção mátrica, colocou-se 3 papéis filtro sendo um diretamente sobre a pastilha permanecendo os outros dois sem contato direto com a mesma. Na outra face foi colocado um disco de PVC perfurado duplo com espaçamento de 1,0 cm aproximadamente, e sobre este disco foram colocados 2 papéis filtro para medir a sucção total.

Cada amostra previamente pesada, foi embalada da maneira como descrito e fechada com filme plástico duplo, vedado com fita crepe e depois com papel alumínio, identificadas e postas em uma caixa de isopor por 14 dias. Após esse período, os papéis filtro foram removidos com o auxílio de uma pinça e pesados em balança com sensibilidade de leitura de 0,0005 g em cápsulas fechadas e identificadas. Posteriormente, o papel filtro foi seco em estufa a 105° por 24 horas, com a finalidade de se obter a umidade. Com a umidade do papel e as curvas de calibração, obteve-se os valores de sucção para o papel filtro utilizado. As pastilhas foram envolvidas em parafina e pesadas na balança hidrostática para se determinar o peso específico da amostra. A parafina foi retirada e o corpo de prova dividido em três partes para se tomar a medida da umidade em estufa a 105° C. Estes procedimentos foram fotografados e podem ser visualizados na Figura 3.8.



(a) Secagem prévia das pastilhas.



(b) Molhagem por gotejamento.



(c) Disco espaçador para medição de sucção total.



(d) Montagem.



(e) Após período de estabilização e abertura das embalagens, parafinando para pesar na balança hidrostática.



(f) Pesagem da pastilha parafinada na balança hidrostática.

Figura 3.8 - Procedimento de montagem e desmontagem do ciclo de molhagem.

3.5 - ANÁLISE QUÍMICA

A análise química foi realizada pelo laboratório de Análises Físico-Químicas Soloquímica. Foi realizada a análise química que contém pH em H₂O, fósforo, cálcio, magnésio, potássio, sódio, alumínio, acidez, soma das bases, CTC, saturação por bases, saturação por alumínio, saturação com sódio, carbono orgânico e matéria orgânica.

3.6 - ANÁLISE MINERALÓGICA

A análise difratométrica dos minerais dos solos compreende três etapas, após a coleta do material: 1) preparação, 2) análise e 3) identificação/interpretação do difratograma.

No laboratório de Raios-X do Instituto de Geociências, IG-UnB, há um roteiro de preparação das amostras, que consiste em, primeiramente serem secas e separadas em frações granulométricas. A fração menor que 64 µm contém partículas do tamanho silte e argila, sendo que a separação desta última deve ser feita por decantação ou pipeta. A identificação dos minerais das frações areia e silte é feita com material não orientado. Para isto, as amostras são trituradas. Faz-se então a montagem em lâminas de alumínio vazada, pela técnica de *back*

loading. Esta consiste no pressionamento do pó para o preenchimento da abertura da lâmina, que deve estar apoiada sobre superfície lisa e firme (geralmente vidro). Habitualmente, a análise compreende a varredura de 2° até $65^\circ 2\theta$, com velocidade de 2θ por minuto. Essas amostras são denominadas “normais”, pois, ocasionalmente, podem ser necessários tratamentos posteriores para identificação de minerais expansivos.

Para se analisar a fração argila é realizada a dispersão em água, seguida de decantação ou uso de pipeta, obedecendo à lei de Stokes. Esta permite o cálculo da velocidade de sedimentação, que é proporcional ao raio de uma partícula considerada esférica, de maneira que, em determinados tempos, pode-se coletar frações granulométricas definidas. Para aumentar a velocidade de sedimentação utiliza-se a centrifugação.

Após a dispersão em água no agitador mecânico, durante 10 minutos (ou menos, para amostras friáveis), submete-se à centrifugação sob 750 rpm durante 7 min. A fração silte se precipita, enquanto a fração argila permanece em suspensão. Esta suspensão é centrifugada a 3.000 rpm por 30 min, ou é mantida em repouso por 12 horas, para a decantação da fração argila.

Após a centrifugação sob 750 rpm, a amostra que não apresenta material em suspensão é submetida, sucessivamente a tratamentos com pirofosfato e ultra-som. A ausência de material em suspensão indica a falta de fração argila na amostra, ou produtos fortemente agregados por matéria orgânica ou óxidos exigindo tratamentos específicos.

A fração argila decantada por centrifugação a 3000 rpm, ou por repouso, é utilizada como uma pasta na preparação de lâminas com amostras orientadas. A técnica mais comum é do “esfregaço” e consiste no espalhamento da pasta sobre a lâmina de vidro, utilizando-se uma espátula, com movimentos repetidos na mesma direção. Esta lâmina então é denominada “fração argila”.

Pode se identificar a presença de possíveis minerais expansivos, como a clorita, as esmectitas e a vermiculita que têm distâncias interplanares em torno de 14 \AA , da mesma forma que alguns interstratificados. A distinção desses minerais, bem como a possível intercalação de minerais expansivos nas ilitas e caulinitas, exige tratamentos adicionais de glicolagem e aquecimento.

A glicolagem consiste em deixar a lâmina com a amostra orientada em uma atmosfera de etileno-glicol por cerca de 12 horas, favorecendo a entrada do composto nos espaços intercamada dos minerais expansivos. A lâmina é analisada em seguida, permitindo a verificação do possível aumento das distâncias interplanares. À esta lâmina é dada o nome de glicolada.

No aquecimento, a lâmina é submetida a temperatura de 490°C, em mufla por 3:30 horas. Após este tempo é procedida a análise da amostra, podendo-se verificar as mudanças da posição dos picos, pela perda do material do sítio intercamada, ou o colapso da estrutura de alguns minerais.

Após todos os tratamentos necessários para de identificar cada mineral, procede-se colocando todos os difratogramas em um só, com a finalidade de comparação dos mesmos. Então é feita a identificação dos picos característicos dos minerais, com o auxílio de *softwares*.

No Laboratório de raios-X da Universidade de Brasília, onde foram feitas as análises mineralógicas desta pesquisa, utilizou-se o difratômetro RIGAKU - D/MAX - 2A/C, operando com tubo de cobre, com 40 kV e 20mA. A partir dos difratogramas, os minerais foram identificados, por meio do *software* JADE 3.0 da MDI, que dispõem de rotinas de suavização de curva, eliminação de *background*, procura automática de picos, cálculo da largura a meia-altura, tamanho médio de partículas e pesquisa de possíveis minerais no banco de dados mineralógicos *do International Centre for Diffraction Data (ICDD)*.

3.7 - ENSAIOS COM CONTAMINANTES

Por este estudo se tratar de barreiras de solo compactadas para aterros sanitários, buscou-se um contaminante compatível com o percolado encontrado nessas condições. Estudos anteriores como Conciani (2009) denotam a presença de metais pesados contidos no percolado coletado em um aterro sanitário. As espécies químicas que se destacam nessas fontes de contaminação são: cloretos, nitratos e os metais pesados por estarem presentes na maioria dos contaminantes inorgânicos.

Conciani (2009) caracterizou uma amostra de percolado extraído do aterro sanitário de Cuiabá. Os metais foram analisados por espectrofotometria de absorção atômica e dentre os metais pesquisados (manganês, zinco, cádmio, chumbo, níquel, cromo e cobre) só foram encontrados traços de Cromo e Níquel.

Com a finalidade de se obter mais dados nesta pesquisa, se escolheu, então, o cloreto de Cromo e Cloreto de Níquel, ambos na forma hexahidratada, pois os sais podem ser detectados facilmente com um medidor de salinidade/ condutividade. Além desta forma de análise, há também a possibilidade de leitura dos metais pesados por espectrofotometria de absorção atômica, cromatografia ou pelo ICP-OES (Espectrometria de emissão de plasma induzido). Nesta pesquisa se utilizou o espectrofotometro de absorção atômica do laboratório Soloquímica.

As informações pertinentes de cada um dos contaminantes estão apresentadas no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 - Informações relevantes sobre os contaminantes.

Características	Cloreto de Cromo (III)	Cloreto de Níquel (II)
Nome químico ou genérico	Cloreto de Cromo Hexahidratado	Cloreto de Níquel Hexahidratado
Periculosidade	Nocivo por ingestão.	Tóxico. Prejudicial se inalado ou ingerido.
Fórmula molecular	CrCl ₃ . 6H ₂ O	NiCl ₂ .6H ₂ O

3.7.1 - ENSAIO DE SORÇÃO

O ensaio de sorção é também conhecido como ensaio de equilíbrio em lote (ensaio de batelada ou BET – *batch equilibrium test*). O ensaio de equilíbrio em lote tem por objetivo determinar a relação entre a massa de soluto adsorvida, normalizada em relação à massa de solo, e a concentração de equilíbrio, para diferentes valores de concentração. O tempo de equilíbrio é definido como o número mínimo necessário para estabelecer uma mudança de concentração \leq a 5% por intervalo de 24 horas. A razão de solo-solução utilizada foi de 1:10. A norma cita que, em diversas pesquisas, o tempo de 24 horas foi suficiente para o equilíbrio das reações. Por esse motivo, utilizou-se esse mesmo tempo nos ensaios desta pesquisa, não sendo pesquisado o tempo de equilíbrio.

A proposta deste ensaio é a de agitar proporções de solo:solução iguais, no entanto com soluções com 5 ou mais concentrações diferentes, além do branco, durante um mesmo período de tempo para todas as amostras. O branco é um tubo de centrífuga contendo apenas a solução, sem adição de solo, e que, também, é colocado para agitar, sendo utilizado para verificar a quantidade de metal que fica aderida ao frasco. A EPA recomenda uma diferença menor do que 3% entre a concentração inicial da solução e a concentração final do frasco branco.

Foram realizados, separadamente, o ensaio para sorção de Cr^{3+} e Ni^{2+} além da solução com misturas de ambos os metais. O tempo de centrifugação deve ser o suficiente para que a parte sólida se separe completamente da líquida. A partir de experiências com solos da região de Brasília, outros pesquisadores, como Farias (2003), estimaram o tempo de centrifugação de 30 minutos e frequência de 3000 rpm (frequência máxima alcançada pela centrífuga). No Quadro 3.2 são mostrados os modelos de ensaio.

Quadro 3.2 - Esquema do ensaio de equilíbrio em lote

N	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	N	DESCRIÇÃO	CÓDIGO	N	DESCRIÇÃO	CÓDIGO
1	50 mg/L de Ni + solo	50NiS1	26	50 mg/L de Cr + solo	50CrS1	51	50 mg/L de Ni+Cr + solo	50NiCrS1
2	50 mg/L de Ni + solo	50NiS2	27	50 mg/L de Cr + solo	50CrS2	52	50 mg/L de Ni+Cr + solo	50NiCrS2
3	50 mg/L de Ni + solo	50NiS3	28	50 mg/L de Cr + solo	50CrS3	53	50 mg/L de Ni+Cr + solo	50NiCrS3
4	50 mg/L de Ni	50Ni	29	50 mg/L de Cr	50Cr	54	50 mg/L de Ni+Cr + solo	50NiCr
5	BRANCO	50Ni	30	BRANCO	50Cr	55	BRANCO	50NiCr
6	100 mg/L de Ni + solo	100NiS1	31	100 mg/L de Cr + solo	100CrS1	56	100 mg/L de Ni+Cr + solo	100NiCrS1
7	100 mg/L de Ni + solo	100NiS2	32	100 mg/L de Cr + solo	100CrS2	57	100 mg/L de Ni+Cr + solo	100NiCrS2
8	100 mg/L de Ni + solo	100NiS3	33	100 mg/L de Cr + solo	100CrS3	58	100 mg/L de Ni+Cr + solo	100NiCrS3
9	100 mg/L de Ni	100Ni	34	100 mg/L de Cr	100Cr	59	100 mg/L de Ni+Cr + solo	100NiCr
10	BRANCO	100Ni	35	BRANCO	100Cr	60	BRANCO	100NiCr
11	200 mg/L de Ni + solo	200NiS1	36	200 mg/L de Cr + solo	200CrS1	61	200 mg/L de Ni+Cr + solo	200NiCrS1
12	200 mg/L de Ni + solo	200NiS2	37	200 mg/L de Cr + solo	200CrS2	62	200 mg/L de Ni+Cr + solo	200NiCrS2
13	200 mg/L de Ni + solo	200NiS3	38	200 mg/L de Cr + solo	200CrS3	63	200 mg/L de Ni+Cr + solo	200NiCrS3
14	200 mg/L de Ni	200Ni	39	200 mg/L de Cr	200Cr	64	200 mg/L de Ni+Cr + solo	200NiCr
15	BRANCO	200Ni	40	BRANCO	200Cr	65	BRANCO	200NiCr
16	400 mg/L de Ni + solo	400NiS1	41	400 mg/L de Cr + solo	400CrS1	66	400 mg/L de Ni+Cr + solo	400NiCrS1
17	400 mg/L de Ni + solo	400NiS2	42	400 mg/L de Cr + solo	400CrS2	67	400 mg/L de Ni+Cr + solo	400NiCrS2
18	400 mg/L de Ni + solo	400NiS3	43	400 mg/L de Cr + solo	400CrS3	68	400 mg/L de Ni+Cr + solo	400NiCrS3
19	400 mg/L de Ni	400Ni	44	400 mg/L de Cr	400Cr	69	400 mg/L de Ni+Cr + solo	400NiCr
20	BRANCO	400Ni	45	BRANCO	400Cr	70	BRANCO	400NiCr
21	800 mg/L de Ni + solo	800NiS1	46	800 mg/L de Cr + solo	800CrS1	71	800 mg/L de Ni+Cr + solo	800NiCrS1
22	800 mg/L de Ni + solo	800NiS2	47	800 mg/L de Cr + solo	800CrS2	72	800 mg/L de Ni+Cr + solo	800NiCrS2
23	800 mg/L de Ni + solo	800NiS3	48	800 mg/L de Cr + solo	800CrS3	73	800 mg/L de Ni+Cr + solo	800NiCrS3
24	800 mg/L de Ni	800Ni	49	800 mg/L de Cr	800Cr	74	800 mg/L de Ni+Cr + solo	800NiCr
25	BRANCO	800Ni	50	BRANCO	800Cr	75	BRANCO	800NiCr

3.7.1.1 - Preparação das soluções

Os sais utilizados podem se apresentar na forma anidra ou na forma de um ou mais hidratos, em que uma ou mais moléculas de água estão ligadas à molécula do sal. Quando se necessita preparar uma solução cuja composição indique o uso de um sal na forma anidra, e somente está disponível no laboratório um hidrato, deve-se determinar quanto do hidrato corresponde à quantidade da forma anidra estabelecida na formulação. Para esse cálculo é necessário considerar os pesos moleculares e, por uma equação linear, estabelecer o peso correspondente. Ou melhor, as soluções devem ser preparadas de maneira que se desconte a massa molar da

água, por se tratar de um cloreto hidratado. Como são 6 moléculas de água, o cálculo se deu da seguinte maneira:

Cálculo da massa molecular do $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Sal Hidratado)

Molécula de $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$			
Elemento	n	massa molar	total
Cr	1	52	52
Cl	3	35,5	106,5
O	6	16	96
H	12	1	12
(g/mol)			266,5

Cálculo da massa molecular do CrCl_3 (Sal Anidro)

Molécula de CrCl_3			
elemento	n	m. molar	total
Cr	1	52	52
Cl	3	35,5	106,5
(g/mol)			158,5

Logo, por uma equação linear, do tipo $y = ax + b$, onde $b=0$, já que a reta passa pela origem. Calcula-se a massa para preparar cada concentração estipulada.

$$\frac{266,5}{158,5} = 1,68$$

Basta utilizar esta relação para se determinar a quantidade de sal hidratado para preparar uma solução que leve em conta somente o sal anidro, da seguinte maneira:

$$\text{Sal hidratado} = 1,68 \text{ Sal anidro}$$

O mesmo raciocínio foi considerado para o cálculo da quantidade de sal hidratado para preparar as soluções com o cloreto de níquel:

Cálculo da massa molecular do $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Sal Hidratado)

Molécula de $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$			
elemento	n	m. molar	total
Ni	1	58,7	58,7
Cl	2	35,5	71
O	6	16	96
H	12	1	12
(g/mol)			237,7

Cálculo da massa molecular do NiCl₂ (Sal Anidro)

Molécula de NiCl ₂			
elemento	n	m. molar	total
Ni	1	58,7	58,7
Cl	2	35,5	71
(g/mol)			129,7

Para o cloreto de níquel, a relação entre o sal hidratado e o sal anidro é de:

$$\frac{237,7}{129,7} = 1,83$$

Outro fator a ser considerado no cálculo é a impureza do sal. Segundo o fabricante, cada um deles possui 3% de impurezas, ou seja, a concentração do produto é de 97%. Logo, basta multiplicar no final por 1,03 para considerar as impurezas. No Quadro 3.3 estão mostrados os resultados dos cálculos para o cloreto de cromo e cloreto de níquel, e suas respectivas concentrações de cada metal.

Quadro 3.3 - Massa de sal hidratado para preparação das soluções.

Cloreto de Cromo			
Concentração desejada (mg/L)	Concentração de sal hidratado (g/L)	Concentração de sal hidratado considerando as impurezas (g/L)	Concentração de metal (g/L)
50	0,0841	0,0866	0,0169
100	0,1681	0,1732	0,0338
200	0,3363	0,3464	0,0676
400	0,6726	0,6927	0,1352
800	1,3451	1,3855	0,2703
Cloreto de Níquel			
Concentração desejada (mg/L)	Concentração de sal hidratado (g/L)	Concentração de sal hidratado considerando as impurezas (g/L)	Concentração de metal (g/L)
50	0,0916	0,0944	0,0233
100	0,1833	0,1888	0,0466
200	0,3665	0,3775	0,0932
400	0,7331	0,7551	0,1865
800	1,4662	1,5101	0,3729

Neste cálculo, considerou-se o cloreto de cromo, mas poderia ter sido considerado somente o Cromo a ser detectado no laboratório de análises químicas por espectrofotometria, mas com a finalidade de se obter mais dados foi considerando o cloreto de cromo como forma de se

poder comparar este ensaio com o ensaio em coluna no qual também se medirá a salinidade além da concentração de metais.

Preparou-se 1000 ml de cada uma das soluções e utilizou-se água triplamente filtrada, por carvão ativado, deionizador e filtro de suspensões.

O procedimento se deu da seguinte maneira:

1. Preparou-se as soluções pesando-se a massa calculada para cada concentração e despejando-se esta massa em um balão volumétrico de 1 L. Completou-se o balão com água triplamente filtrada, gradativamente com algumas agitações para dissolver o sal. Tomou-se a precaução de não ultrapassar a medida de 1 L no menisco. Na Figura 3.9(a) é mostrado o preenchimento do balão.

2. Preparou-se também, previamente o solo, destorreado, seco ao ar, passado na peneira nº10 (2 mm de abertura) e homogeneizado. Tomou-se a leitura da umidade higroscópica colocando-se o solo na estufa a 110° C.

3. Colocou-se amostras de solo preparadas nos tubos de centrífuga com capacidade para 50 ml graduados e com tampa. A massa de solo utilizada foi de 4 g de solo seco, corrigida em função da umidade higroscópica das amostras, e o volume da solução de 40 mL, ou seja, utilizou-se a razão de 1:10 de solo-solução.

4. Os tubos permaneceram em agitação por 24 horas, no agitador do laboratório de Recursos Hídricos, do SG-12 da UnB, conforme Figura 3.9(b). O agitador é da marca FANEM, modelo 2540.

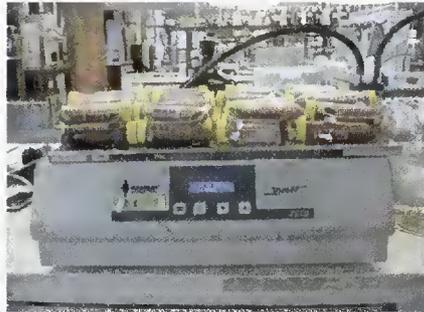
5. Após o tempo de mistura, os tubos foram centrifugados no laboratório de Geoquímica da UnB, para a separação das fases, a 3.000 rotações por minuto por 30 minutos, conforme mostrado na Figura 3.9(c).

6. Depois o sobrenadante foi filtrado em papel-filtro qualitativo e levado para análise de metais, juntamente com as soluções previamente preparadas e reservadas. Essas soluções foram mantidas em frascos tampados e conservadas em geladeira com três gotas de ácido clorídrico 50% até o momento em que se levou para a análise. O laboratório Soloquímica utilizou um espectrofotometro de absorção atômica para realizar a leitura dos metais nas amostras.

7. Com as leituras da análise de metais obtém-se a massa de soluto sorvida para cada concentração. S é o grau de sorção ou concentração de soluto na parte sólida (massa de soluto adsorvida por unidade de massa de adsorvente) e C é a concentração de equilíbrio (massa do soluto por volume de solução). Ajusta-se os pares de S e C em um modelo de isoterma de sorção que mais se adequar ao caso.



(a) Preparo das soluções



(b) Mistura na mesa agitadora



(c) Centrifugação

Figura 3.9 - Procedimentos para ensaio de sorção.

3.7.3 - ENSAIO EM COLUNA

O equipamento para o ensaio em coluna é apresentado na seção 3.7.3.1. A preparação se inicia com o estudo de compactação do solo, descrita no item 3.7.3.2. Após esse estudo, serão definidas, então, as umidades de realização dos ensaios em coluna no item 3.7.3.3.

3.7.3.1 - Equipamento do ensaio em coluna

O equipamento foi desenvolvido no laboratório de geotecnia da UnB. Ele é composto por um reservatório maior (Figura 3.10), onde é colocado o líquido a ser percolado nas amostras, um reservatório menor, que distribui o líquido para cada cilindro, os cilindros onde as amostras ficam acondicionadas durante o ensaio. Nas figuras que se seguem é mostrado o esquema do ensaio.

Observa-se na Figura 3.11 que na fase de saturação, todos os cilindros se encontram com mesmo gradiente. As prateleiras mostradas Na Figura 3.11 servem para variar a altura da amostra, impondo a carga de líquido percolante, determinando também, dessa forma, o gradiente. Nessa figura também se observa a indicação do gradiente que foi calculado para que cada amostra seja submetida.

Na Figura 3.12 observa-se que uma saída lateral na entrada do cilindro conduz o líquido até um piezômetro, para medir a carga de entrada. Na saída do cilindro fica um recipiente que coleta o líquido efluente.

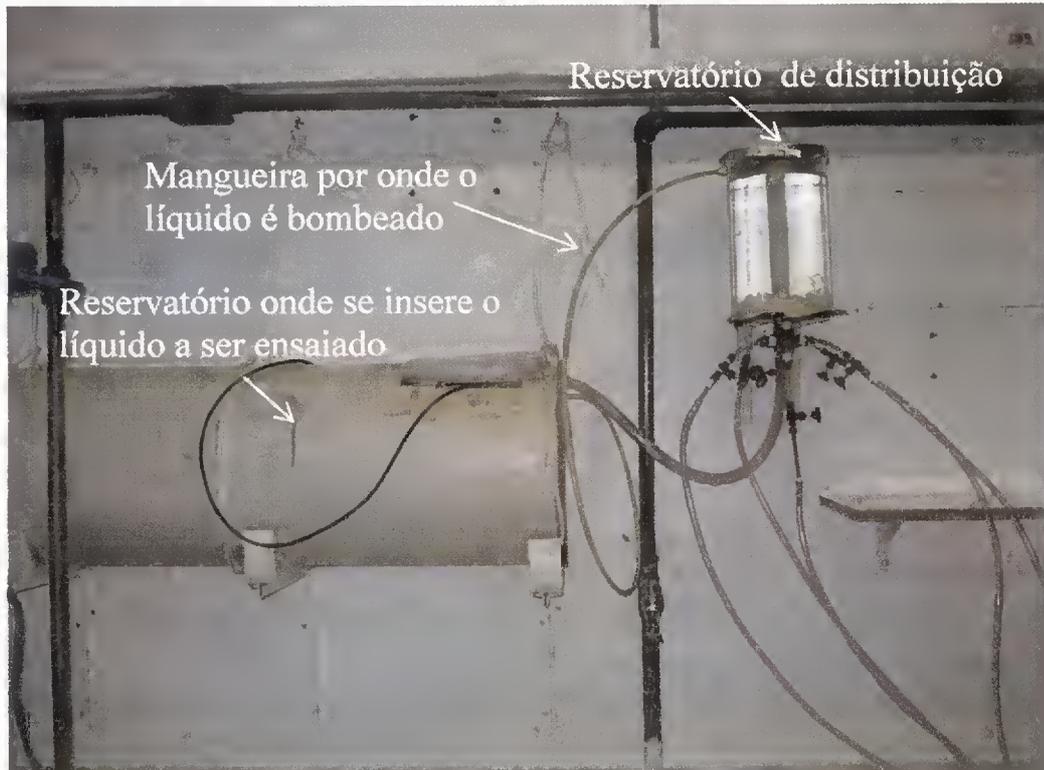


Figura 3.10 - Reservatórios do ensaio em coluna.

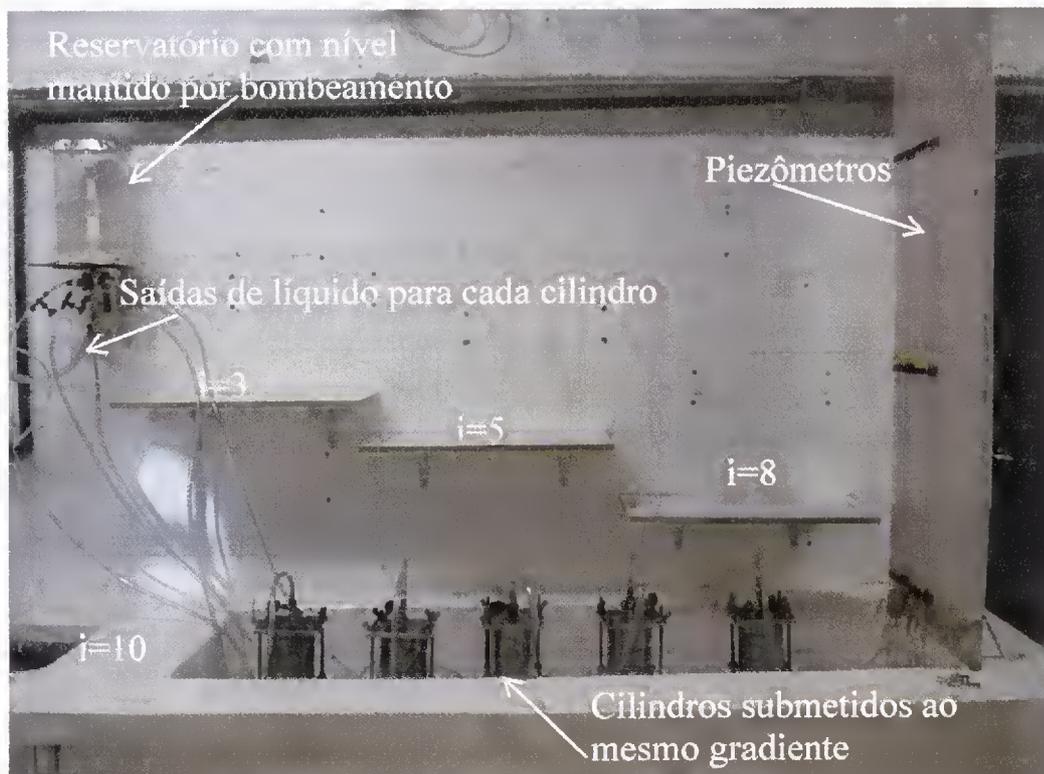


Figura 3.11 - Esquema geral do ensaio em coluna.

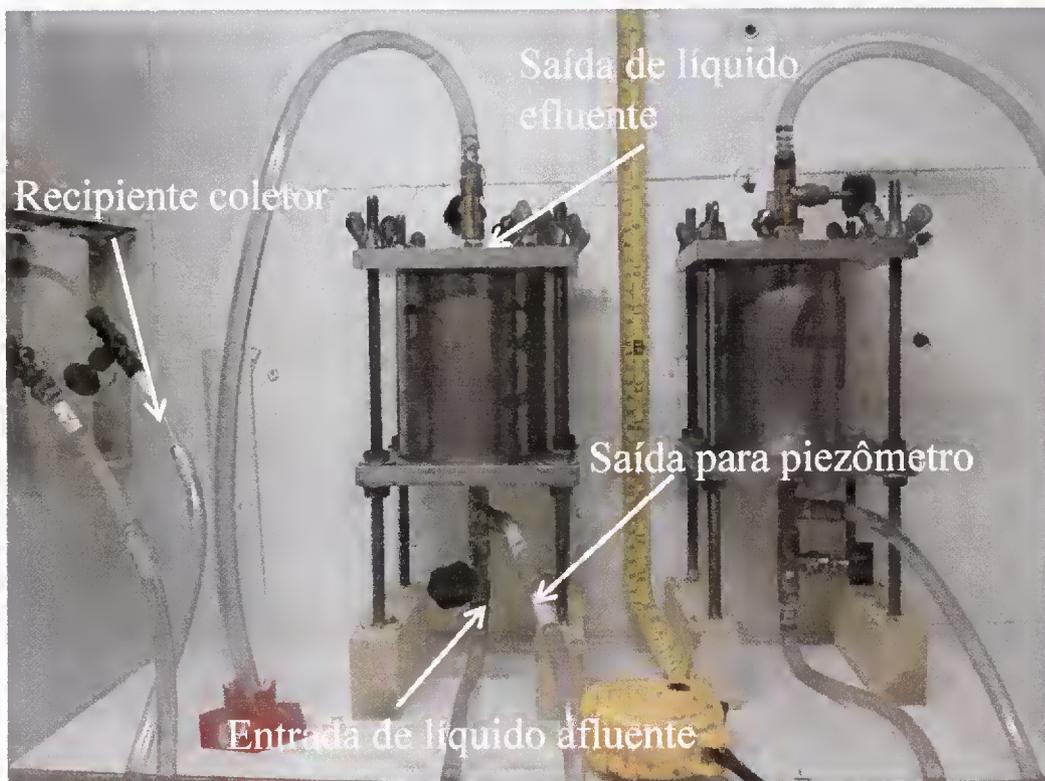


Figura 3.12 - Detalhe do cilindro do ensaio em coluna.

3.7.3.2 - Compactação estática para o ensaio em coluna

Foi realizada uma curva de compactação (conforme item 3.3) de forma dinâmica, tipo Proctor Normal, para obter a curva de compactação ρ_d (massa específica seca em g/cm^3) x W (umidade em %). Com essa curva se obteve a densidade a qual se realizaria a compactação dos corpos de prova para o ensaio em coluna. O método de moldagem desses corpos de prova foi por compactação estática em uma única camada.

O solo foi previamente seco ao ar, destorroado e passado na peneira nº 10 (2 mm) e medida a umidade higroscópica para cálculo exato da massa de água a ser adicionada. Então as amostras foram umedecidas conforme as umidades da curva de compactação dinâmica. Após homogeneização o solo foi colocado em sacos plásticos e mantidos fechado por um período de 12 horas no mínimo, conforme metodologia utilizada por Guimarães *et al.* (2007) para compactação semi-estática de solos com controle de energia.

Como já são conhecidas a umidade ótima e a densidade máxima provenientes do ensaio de compactação, moldou-se um corpo de prova na umidade ótima com base na curva de mini-compactação dinâmica, para verificar se a utilização de apenas uma camada de compactação seria suficiente para deixar o corpo de prova com uma densidade homogênea ao longo do seu

comprimento. Após a compactação, sacou-se o corpo de prova e fatiou-se em três partes: topo, base e fundo e cada parte foi pesada, parafinada, pesada novamente na balança hidrostática e mediu-se a umidade de cada uma delas utilizando a estufa. Na Figura 3.13(a) pode-se observar o corte do corpo de prova em três partes para o teste. Como já era esperado, houve um gradiente de massas específicas, cujo topo ficou com maior densidade. Segundo Guimarães *et al.* (2007) diversos fatores interferem no processo de compactação estático; como por exemplo: lubrificação, o material da parede do molde e tipo de solo. Esses autores verificaram um gradiente no grau de compactação por camadas. Portanto, se propôs continuar utilizando somente uma camada de compactação porém, com um novo método no qual a amostra foi comprimida nos dois lados, topo e base, utilizando-se um anel bi-partido na base, que é retirado após o início da compressão, permitindo que haja compressão nesse local. Dessa forma, a amostra fica mais homogênea. Outra justificativa da utilização de uma só camada é a que se houvessem camadas, estas poderiam gerar caminhos preferenciais de percolação do contaminante.



(a) Corte do corpo de prova em 3 partes para medida da densidade.



(b) Equipamento utilizado no ensaio.

Figura 3.13 - Procedimentos preparatórios para ensaio em coluna.

A altura do corpo de prova foi escolhida pelos fatores de tempo do ensaio em coluna e facilidade de fatiamento do corpo de prova. Estimou-se 45 mm de altura do corpo de prova para a realização do ensaio. Na Figura 3.13(b) é mostrado o equipamento utilizado para a compactação estática. Utilizou-se sob o cilindro, um tarugo com diâmetro igual ao diâmetro interno do cilindro e um diâmetro maior onde o mesmo foi apoiado. Um anel bipartido foi utilizado no momento em que se colocou o solo, e depois se retirou, com a finalidade de compactar melhor a amostra. No topo, uma peça sob o pistão com um diâmetro menor do que o cilindro entra no interior do mesmo e um aumento do diâmetro limita o final da compressão. A última peça mostrada na Figura 3.13(b) é um colarinho com diâmetro maior do que o cilindro, para a colocação do solo no cilindro.

A compactação estática foi realizada em uma prensa mecânica, na qual a força de compactação é empregada de forma a se manter em velocidade constante. Com base na curva de compactação (dinâmica) realizada anteriormente, com as massas específicas já conhecidas para cada umidade, calcula-se a massa do corpo de prova partindo-se do volume do cilindro. O controle de compactação foi realizado pela altura atingida pelo corpo de prova verificada. Após atingir a altura desejada, parou-se o pistão. A força foi mantida por pelo menos 5 minutos para que as tensões se equalizem evitando a expansão no momento da descompressão, que deve ser realizada de maneira suave e com velocidade constante.

Utilizou-se cilindros metálicos de 110 mm de altura e 80 mm de diâmetro interno. Não foi verificada a compatibilidade do cilindro com o contaminante, no entanto, como está lidando com solução de alto pH, a influência sobre este material é muito baixa. O cilindro possui um capacete com um registro de entrada e uma conexão em T somente na entrada, para medir a coluna de água no piezômetro. A base do cilindro tem ranhuras que conduzem o líquido percolante a ser homogeneamente distribuído, o fluxo foi ascendente tanto na saturação com água como para a percolação do contaminante. Dentro do cilindro foram colocadas duas porções de areia grossa, uma em cada extremidade do corpo de prova, previamente lavada, passando na peneira #10 (2,0 mm) e retida na peneira #16 (1,20 mm), seca em estufa a 110°C. Sobre o pedrisco foram colocados um geotêxtil em cada lado, altamente permeável e por fim, foi realizada a vedação com *orings* de borracha. (Figura 3.14).



(a) Colocação do pedrisco.

(b) Colocação do geotêxtil e *oring*.

(c) Fechamento do cilindro.

Figura 3.14 - Montagem do cilindro para o ensaio em coluna.

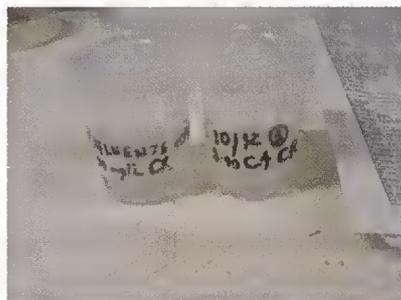
Após o aumento do grau de saturação iniciou-se a percolação do contaminante. Foram coletadas amostras do líquido percolado, a cada 10 ml, aproximadamente, de efluente percolado, conforme pode ser visto no coletor mostrado na Figura 3.15(a). Com aproximadamente 5 ml fez-se a leitura dos metais conforme a Figura 3.15(b), e com o restante foram feitas pelo menos 4 diluições de modo a se obter a medida de salinidade/condutividade

com um medidor portátil da marca Ysi® do Laboratório de Geotecnia da UnB. Este processo de diluição e leitura com o condutivímetro está mostrado na Figura 3.15(c) e Figura 3.15(d). Isso foi necessário devido à sonda do medidor ter de ser totalmente mergulhada no líquido ao qual se quer medir e 5 ml não é suficiente para cobrir toda a sonda.

Tomou-se 7 medidas de concentração de metais. As amostras efluentes foram coletadas em frascos de 50 ml utilizados em exames médicos previamente lavados em água destilada. Após as coletas, os frascos foram guardados em geladeira com duas gotas de ácido clorídrico a 50%, até a ocasião da quantificação da concentração do metal da solução contaminante utilizada (Cr^{3+} ou Ni^{+2}) por um espectrofotômetro de absorção atômica do Laboratório Soloquímica.



(a) Coleta do líquido efluente



(b) Coleta para análise de metais pesados



(c) Diluição para leitura de condutividade.



(d) Leitura com condutivímetro

Figura 3.15 - Procedimentos para leituras do ensaio em coluna.

Após esse procedimento, o corpô de prova foi extraído e fatiado em 3 camadas. Em cada uma dessas 3 partes foi retirada uma pequena parte para a medida de umidade em estufa a 110°C por 24 horas e a outra parte foi mantida fechada em saco plástico e em câmara úmida até a extração para a leitura dos metais.

Com a concentração de metais em cada camada, tem-se uma perspectiva da distribuição do contaminante na amostra. O objetivo desse procedimento é estabelecer uma ideia da difusão molecular na amostra de solo compactado.

3.7.3.3 - Metodologia para determinação da umidade de menor permeabilidade

A permeabilidade pode ser estimada através do ensaio em coluna de duas maneiras: pela vazão de líquido percolado na coluna e pela medida de carga variável no mesmo. Com esse segundo método, obteve-se os coeficientes de permeabilidade à partir de um piezômetro instalado na entrada do cilindro do ensaio em coluna, conforme mostrado nas Figuras 3.11 e 3.12.

Com as mesmas umidades da curva de compactação dinâmica, fez-se a compactação estática na prensa CBR, nos 5 cilindros do ensaio em coluna, que foram denominados 1P, 2P, 3P, 4P e 5P, por tratar-se de um ensaio piloto.

Os dados utilizados para essa compactação estão apresentados no Quadro 3.4.

A Figura 3.16 mostra a comparação da curva de compactação desejada e a curva de compactação atingida. A primeira foi traçada com os dados da compactação dinâmica e a segunda com os dados da compactação estática. Essa figura também mostra o gráfico da permeabilidade versus a umidade de compactação de cada cilindro do ensaio piloto.

Quadro 3.4 – Dados do ensaio piloto de permeabilidade.

Corpo de Prova	W(%) prevista	ρ_d prevista (g/cm ³)	W (%) atingida	ρ_d atingida (g/cm ³)	K (m/s)
1P	27,0	1,40	26,5	1,40	3×10^{-8}
2P	29,0	1,44	30,0	1,42	4×10^{-9}
3P	31,0	1,42	30,3	1,42	3×10^{-10}
4P	33,0	1,38	32,2	1,38	3×10^{-9}
5P	35,0	1,34	36,7	1,32	2×10^{-8}

No Quadro 3.4, ρ_d representa amassa específica aparente seca, W é a umidade de compactação e K é o coeficiente de permeabilidade de cada amostra.

Nesses 5 corpos de prova, procedeu-se um ensaio em coluna (piloto), determinando-se em intervalos de tempo, a permeabilidade nos mesmos. Foi imposto um mesmo gradiente para todos os corpos de prova e foi utilizado somente água triplamente filtrada para este ensaio, ou seja, sem contaminante.

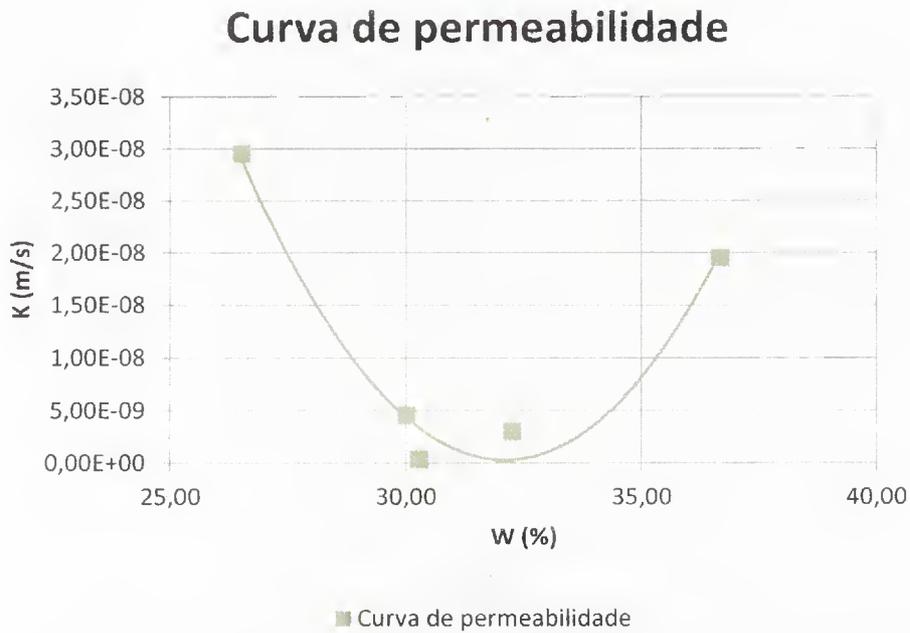
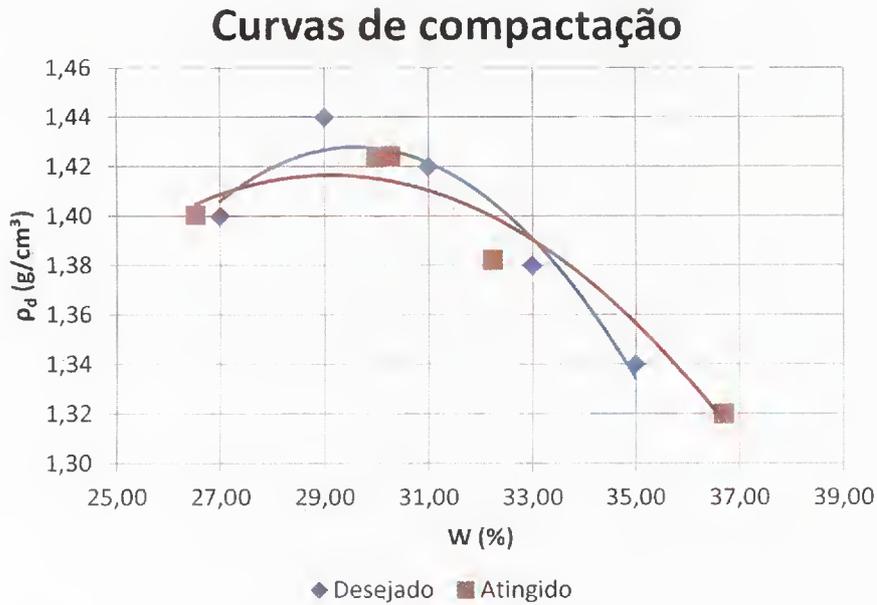


Figura 3.16 - Comparação da curva de compactação desejada e atingida e a permeabilidade em cada cilindro piloto.

3.7.3.4 - Operações durante o ensaio em coluna

As umidades determinadas para a escolha dos modelos foram destacadas no Quadro 3.4. Foram escolhidas as umidades de compactação de 31% e 33%. Já suspeitava-se que pelo menos uma das umidades de compactação fosse maior do que a umidade ótima, conforme demonstrado na seção 2.5. Após a determinação dessas umidades, iniciou-se os ensaios em coluna conforme os modelos propostos. Foram propostos modelos em que cada um dos dois corpos de prova com

umidades diferentes, percolaria uma solução salina: uma solução de Cloreto de Cromo e Cloreto de Níquel com concentração de 800 mg/L de cada um desses contaminantes. Optou-se por utilizar apenas uma solução contaminante, pois desta forma além de se economizar tempo, ainda se observa a competição entre os íons de Cromo e Níquel pelos sítios de sorção.

Foram propostos, então, de acordo com a disponibilidade de material e tempo, 5 modelos que foram realizados simultaneamente. Os valores dos gradientes foram 5, 8 e 10. Tais valores são exagerados se comparados com o gradiente ao qual as barreiras de solo argiloso são submetidas. No entanto, por tratar-se de uma pesquisa com limitação de tempo, optou-se por gradientes mais altos que aumentam a velocidade de percolação. Os modelos propostos estão apresentados no Quadro 3.5.

Quadro 3.5 - Modelos de ensaio em coluna propostos.

1	Gradiente 5	w=33%	$\rho_d=1,38 \text{ (g/cm}^3\text{)}$
2	Gradiente 8		
3	Gradiente 5	w=31%	$\rho_d=1,42 \text{ (g/cm}^3\text{)}$
4	Gradiente 8		
5	Gradiente 10		

Os procedimentos para a extração sequencial apresentados por Egreja Filho (2000) são resultado do estudo que buscou meios para otimizar a extração sequencial de metais pesados para solos tropicais. Em sua pesquisa, foram extraídas seis fases dos metais pesados em suas amostras de solos: a fração solúvel e trocável (F1), a fração de metais adsorvidos especificamente pelos óxidos de Ferro e de Alumínio (F2), a fração de metais adsorvidos pela matéria orgânica (F3), a fração de metais ocluídos ou adsorvidos muito fortemente pelos óxidos de Alumínio (F4), a fração de metais ocluídos ou adsorvidos muito fortemente pelos óxidos de Ferro cristalino (F5) e a fração residual - retida na estrutura cristalina do quartzo (F6).

Nesta pesquisa, por se tratar de um solo tropical, os componentes de interesse e retentores dos metais nos solos, utilizou-se uma solução conhecida por água-régia. A fração correspondente aos metais retidos na estrutura do quartzo não foi considerada pelo fato destas interações serem extremamente fortes a ponto destes metais não serem liberados facilmente para os solos, exceto pela ação drástica de um agente físico-químico capaz de promover a abertura estrutural do quartzo. Em outras palavras, os metais presentes no quartzo não contribuirão com a contaminação dos solos a curto e médio prazo. Portanto, a extração foi feita com diluição das amostras do solo em água-régia, para determinação dos metais adsorvidos

especificamente (fortemente adsorvidos). A água régia é uma mistura de ácido nítrico (HNO_3) e ácido clorídrico (HCl) concentrados, geralmente na proporção de 1 para 3 em volume. As extrações foram realizadas em triplicatas no Laboratório Soloquímica da cidade de Brasília, DF.

4. RESULTADOS

4.1 – ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO

A curva granulométrica do solo encontra-se representada pela Figura 4.1.

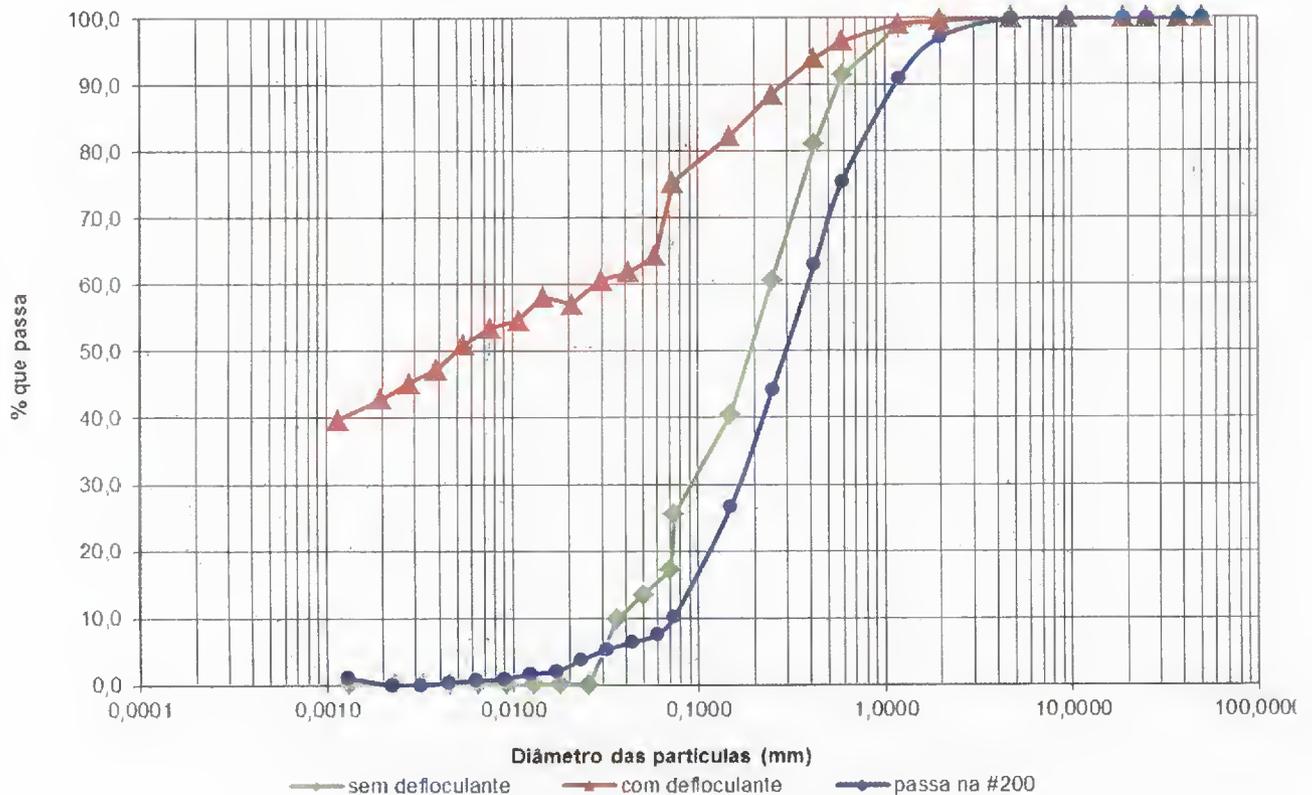


Figura 4.1 - Curvas granulométricas do solo.

A partir das curvas granulométricas, elaborou-se o Quadro 4.1, com as porcentagens passantes em cada peneira. No solo sem defloculante, não há presença de argila, mas somente areia e silte, sendo apenas 15% de silte. Desta forma, o solo sem defloculante se classifica como areia siltosa. No solo com defloculante, 42% é argila, 36% areia e apenas 22% de silte, que resulta numa classificação como argila arenosa. Esta comparação permite-se afirmar que se trata de

um solo laterítico, devido à presença confirmada pelo grau de agregação do solo, de concreções lateríticas.

Quadro 4.1 - Classificação de solo, de acordo com as porcentagens passantes.

D (mm)	Classificação	Sem defloculante (%)	Com defloculante (%)
0,6-2	areia grossa	8	4
0,2-0,6	areia média	40	9
0,06-0,2	areia fina	37	23
0,06-0,002	silte	15	22
até 0,002	argila	0	42
Solo		Areia siltosa	Argila arenosa

Realizou-se, além das amostras convencionais, os ensaios de sedimentação para o solo passante na última peneira da série fina, a peneira #200. Não houve grande discrepância entre a curva granulométrica sem defloculante e a curva granulométrica realizada com a sedimentação com solo passante na peneira #200. Mais uma vez, atribui-se este fato, à alta agregação dos grãos de argila.

As curvas cujas conotações são *sem defloculante* e *passa na #200* são consideradas mal graduadas devido à sua forma. O diâmetro efetivo (diâmetro correspondente à 10% que passa), o coeficiente de não uniformidade e o coeficiente de curvatura para as curvas *sem defloculante* e *passa na #200*, encontram-se no Quadro 4.2. Não foi possível encontrar o diâmetro efetivo da curva com defloculante, logo também não foi possível determinar os coeficientes de não uniformidade e de curvatura, para a curva com defloculante.

Quadro 4.2 – Coeficientes extraídos das curvas granulométricas

Curvas	Diâmetro efetivo	D60	D30	C _u	C _c
sem defloculante	0,035	0,25	0,09	7,14	0,93
passa na #200	0,075	0,4	0,2	5,33	1,33

O C_u (Coeficiente de não uniformidade) fornece a inclinação média da curva. C_c é o coeficiente de curvatura, D₆₀ é o diâmetro correspondente a 60% que passa, em mm e D₃₀, é o diâmetro correspondente a 30% do solo passante, em mm. Observa-se que ambas as curvas possuem o C_u maior do que 2, logo, não são consideradas uniformes.

De acordo com Sousa Pinto (2000), e pela análise das curvas apresentadas no Quadro 4.2, conclui-se que, as curvas com e sem defloculante classificam-se como solo laterítico arenoso fino e a curva passa na #200.

O ensaio de massa específica real dos grãos foi realizado de forma convencional (com solo preparado seco ao ar) e também com solo seco na estufa, com a finalidade de se verificar o comportamento do solo. Para a amostra convencional, a massa específica é de 2,75 g/cm³ e para o solo seco na estufa de 2,89 g/cm³. Isto comprova a teoria de que o material encontra-se bastante agregado, pois, ao secar o solo na estufa, os pequenos torrões de solo se desfizeram ao evaporar toda a umidade higroscópica, aumentando, desta forma a massa específica real dos grãos.

O mesmo procedimento foi utilizado para os ensaios de limites de Atterberg. Para a amostra preparada de forma convencional, o limite de liquidez é 51% enquanto que para o solo seco na estufa é 43%. Os limites de plasticidade e contração para ambas as amostras são mostrados no Quadro 4.3, assim como os seus respectivos índices e massa específica real. Para todos os ensaios posteriores, só foram considerados os valores dos ensaios realizados da maneira como determinam as normas brasileiras, isto é, neste caso as amostras secas ao ar.

Quadro 4.3 – Limites das amostras preparadas seca ao ar e seca na estufa.

Ensaio	Seco ao ar	Seco na estufa
Limite de liquidez (%)	50,79	43,33
Limite de plasticidade (%)	37,40	39,28
Limite de contração (%)	4,60	8,70
Índice de plasticidade (%)	13,39	4,05
Índice de atividade (%)	0,13	0,04
Massa específica real dos grãos (g/cm ³)	2,7	2,8

De acordo com Sousa Pinto (2000), analisando-se o índice de atividade, a amostra seca ao ar é considerada como um solo inativo.

Os sistemas de classificação que se baseiam nas características dos grãos que constituem os solos têm como objetivo a definição de grupos que apresentam comportamentos semelhantes sob aspectos de interesse da engenharia civil. Para se classificar o solo deste estudo, utilizou-se as mais conhecidas e utilizadas classificações da engenharia geotécnica.

4.1.1 - CLASSIFICAÇÃO TRB

A classificação TRB para o solo em estudo foi feita para ambas as amostras: com defloculante e sem defloculante. De acordo com o Quadro 4.4, a amostra com defloculante se classifica como A-7-5 e o solo sem defloculante como A-2-7.

Quadro 4.4 – Classificação HRB de solos

Classificação Geral	SOLOS GRANULARES (P200 < 35 %)							SOLOS SILTO- ARGILOSOS (P200 > 35%)			
	A-1		A-3	A-2				A-4	A-5	A-6	A-7
Subgrupos	A-1-a	A-1-b		A-2-4	A-2-5	A-2-6	A-2-7				A-7-5 A-7-6
P10	< 50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P40	< 30	< 50	> 50	-	-	-	-	-	-	-	-
P200	< 15	< 25	< 10	< 35	<35	< 35	< 35	> 35	> 35	> 35	> 35
LL	-	-	-	< 40	> 40	< 40	> 40	< 40	> 40	< 40	> 40
IP	< 6	< 6	NP	< 10	< 10	> 10	> 10	< 10	< 10	> 10	> 10
Índice de grupo (IG)	0	0	0	0	0	< 4	< 4	< 8	< 12	< 16	< 20
Tipos de material	Fragmentos de pedra, pedregulho e areia		areia fina	Pedregulhos e areias siltosas ou argilosas				Solos siltosos		Solos argilosos	
Classificação como subleito	Excelente a bom						<i>Regular a mau</i>				
Podemos acrescentar à estes o tipo A-8:solos orgânicos/turfas, imprestáveis como bases de pavimentos											

O solo “com defloculante” é do grupo A-7. O solo típico do grupo A-7 é a argila, incluindo-se também, as misturas silto-arenosas que deixam até 64% de resíduo na peneira #200. Em geral, os solos deste grupo apresentam grandes variações de volume entre os estados seco e úmido. O IG desta amostra foi de 11,4, que indica um solo de qualidade razoável para pavimentação. Quanto mais próximo de 20, pior a qualidade do solo, enquanto que os melhores solos tem IG próximo de 0.

O solo “sem defloculante” é do grupo A-2. Os solos deste grupo compreendem uma grande variedade de material granular, com graduação regular ou pouco material ligante. São solos de características satisfatórias para construção de aterros ou para serem utilizados como revestimento de solos plásticos ou siltosos. Tornam-se estáveis quando bem compactados. O Sub-Grupos A-2.6 e A-2.7.Os solos destes sub-grupos são semelhantes aos anteriores, com diferença de que, à parte que passa na peneira #40 tem, respectivamente as mesmas

características dos A-6 e A-7. O IG desta amostra foi de 0,3, ou melhor, indica solo de boa qualidade.

4.1.2 - CLASSIFICAÇÃO SUCS

Inserindo os dados de ensaio $LL=51$ e $IP=13$ na carta de classificação apresentado na Figura 4.2, o ponto fica sobre a região de solo OH ou MH.

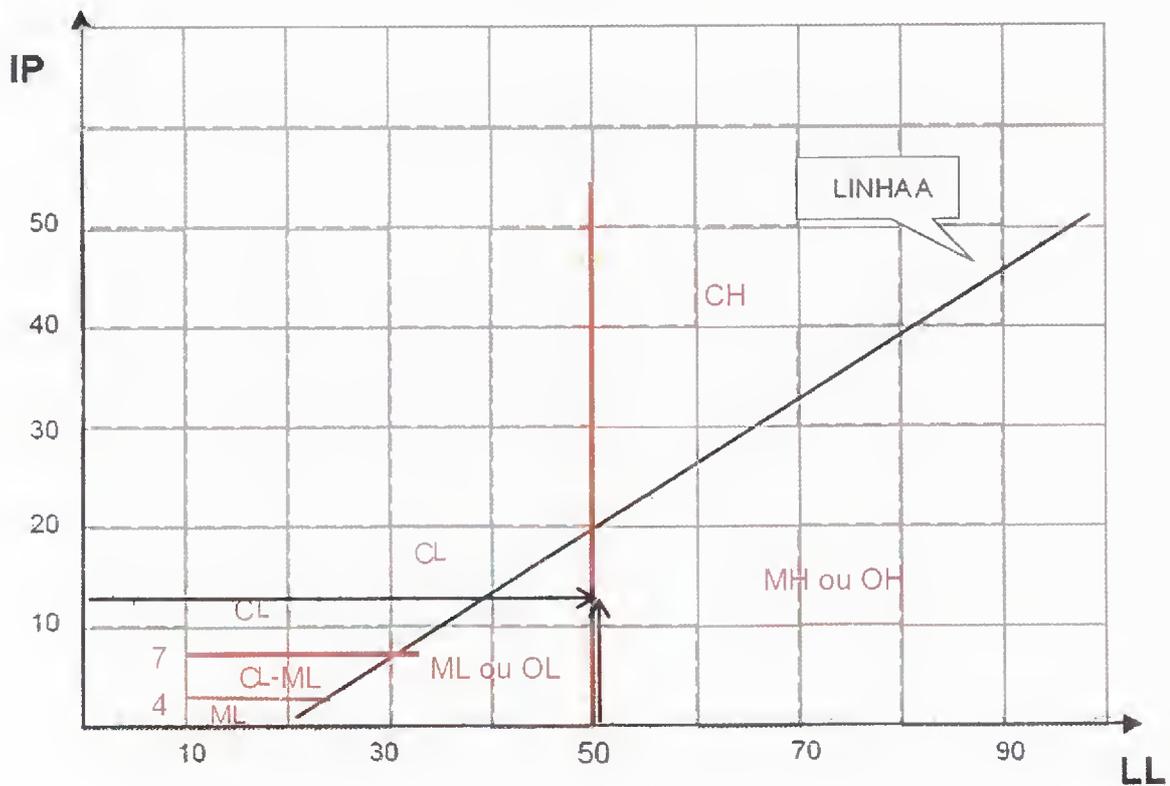


Figura 4.2 - Carta de Plasticidade para Classificação SUCS

No gráfico de plasticidade, a linha A é uma fronteira arbitrária entre argila orgânica (CL e CH) que estão acima desta linha e os siltes inorgânicos e argilas orgânicas (ML, MH, OL, e OH) que estão abaixo. As argilas e siltes são ainda divididas naqueles de alta e baixa compressibilidade de acordo com o LL. Isto é baseado na observação empírica em que a compressibilidade do solo cresce com o LL. Solos com LL superior a 50% são classificados como de alta compressibilidade (MH, CH).

O solo ao qual se está estudando, provavelmente se classifica como MH. Os solos que estão classificados como MH são siltes inorgânicos, micáceos ou diatômáceos, finos arenosos ou

solos siltosos, siltes elásticos. Não se trata de um solo OH, pois os solos classificados como OH são argilas e siltes orgânicos, o que não é o caso deste solo.

4.1.3 - CLASSIFICAÇÃO TÁTIL VISUAL E ENSAIOS MANUAIS

Foram realizadas uma série de ensaios laboratoriais, bastante simples, mas que refletem o comportamento deste solo.

A amostra natural se encontrava úmida, e se classifica como solo fino (tátil-visual). Ao se moldar esferas com o solo em estado plástico, e após a secagem ao ar, estas apresentam alta resistência à compressão, não se quebram nem mesmo com o polegar contra uma superfície dura. Não há dilatação alguma durante a vibração da amostra em estado plástico. A plasticidade é considerada média.

A classificação expedita de solos (ASTM D 2488-84) orienta a moldagem de esferoides para se verificar a resistência do solo. Com as esferas moldadas durante esse ensaio e secas ao ar verificou-se a desagregação das mesmas. Estas foram submersas e colocadas com água à meia altura e se verificou a forma e o tempo de desagregação, como se observa na Figura 4.3.



(a) Esferas imersas na água à meia altura e submersas.

(b) Esfera após a ruptura.

Figura 4.3 - Teste de desagregabilidade submersa.

Observou-se que o tempo para a desagregação foi consideravelmente grande, e que as esferas não se desagregaram, mas com a saída de ar lentamente, as esferas formaram trincas e por fim se romperam, como se observa na Figura 4.3(b). Isto indica uma boa característica para uma barreira compactada para aterros sanitários.

4.1.4 - CLASSIFICAÇÃO MCT

Conforme visto na seção 3.2.4, a classificação MCT se subdivide em tradicional e expedita. Os resultados das classificações são descritos nesta seção.

Classificação MCT Tradicional

De acordo com a metodologia para a classificação de solos tropicais, após a compactação dos corpos de prova em miniatura, plotou-se os gráficos para a determinação do tipo de solo. Com esses gráficos, obtém-se os parâmetros necessários à classificação (c' , d' , P_i e e'). O primeiro gráfico, apresentado na Figura 4.4, mostra a variação da altura do corpo de prova ($A_n - 4A_n$) x $\text{Log } n^\circ$ de golpes, para cada umidade de compactação.

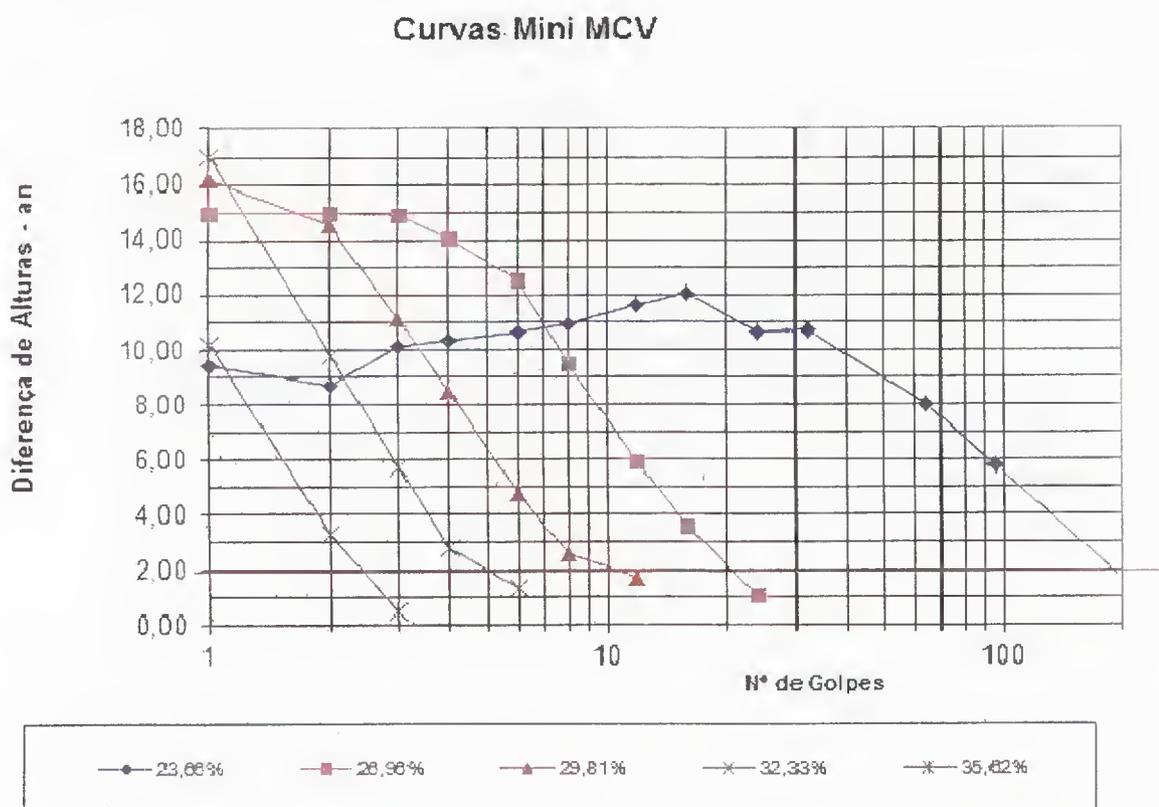


Figura 4.4 - Gráfico 1 para classificação MCT: curvas Mini MCV

Com o gráfico apresentado na Figura 4.4, obtém-se c' pela inclinação da curva de deformabilidade para mini-MCV igual a 10 (por interpolação, já que raramente obtém-se uma curva que corresponde ao mini-MCV=10). Na Figura 4.4, observa-se que uma das curvas (23,66%) apresentou comportamento diferenciado das demais. A inclinação dessa curva pode ser explicada devido ao comportamento do material como areia.

O segundo gráfico para a classificação MCT é o da família de curvas de compactação, apresentado na Figura 4.5. Estas últimas foram construídas com pontos de variável umidade e constante energia de compactação.

Este segundo gráfico permite conhecer d' , que é o coeficiente angular do ramo seco da curva de compactação correspondente a 10 golpes.

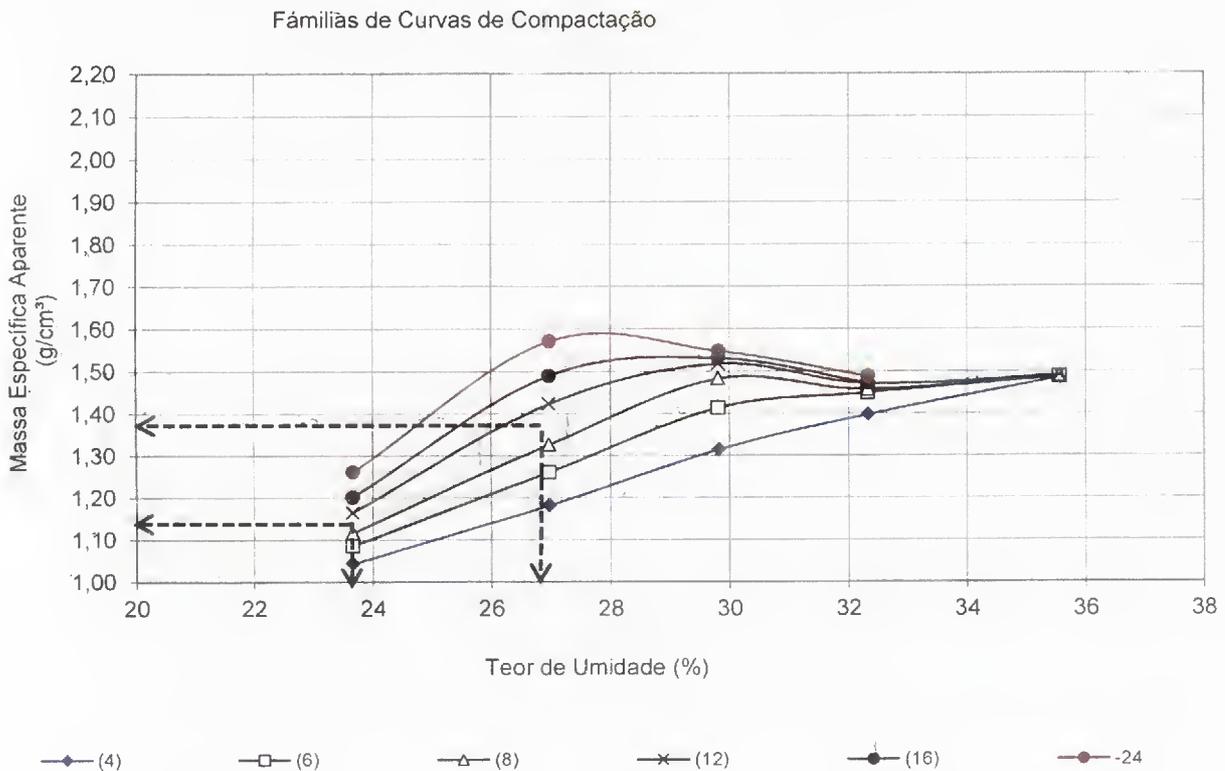


Figura 4.5 - Gráfico 2 para classificação MCT: família de curvas de compactação.

O último parâmetro é extraído do ensaio de perda de massa por imersão. Cada um dos corpos de prova compactados são submetidos à submersão total em água. A massa desprendida é coletada e então se calcula o parâmetro P_i pela equação fornecida pelo método. Com o valor de P_i , calcula-se, finalmente o e' , também por meio de uma relação dada pelo método. Com os valores de c' e e' , procura-se no gráfico de classificação de solos tropicais em qual região se refere o solo. Esse gráfico pertence à DNER CLA-259 é representado pela Figura 4.6. De acordo com os valores dos parâmetros encontrados no Quadro 4.5, o solo se classifica como LA', Laterítico Arenoso.

Quadro 4.5 – Parâmetros da classificação MCT.

e'	P_i	d'	c'
1,16	130	72	1,28

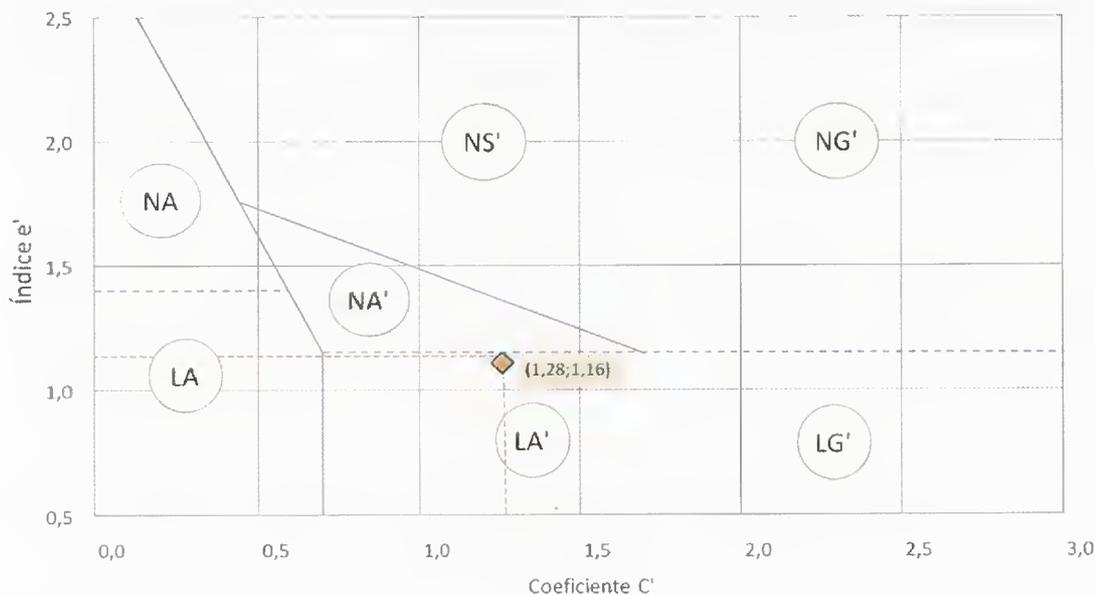


Figura 4.6 - Gráfico para classificação de solos, MCT.

As propriedades deste solo são definidas, segundo a DNER CLA-259 conforme é mostrado no Quadro 4.6.

Quadro 4.6 – Propriedades do solo de acordo com a classificação MCT expedita.

Propriedades	LA'
Granulometria típica	Areias argilosas e argilas arenosas
Mini CBR sem embebição	alta a muito alta
Perda de suporte por embebição	baixa
Expansão	baixa
Contração	baixa
Permeabilidade	média a baixa
Plasticidade	baixa à média

Classificação MCT Expedita

Também conhecido por método das pastilhas, a classificação foi feita após a moldagem das pastilhas com a amostra previamente preparada, e pronta para a moldagem de acordo com a metodologia.

As pastilhas não apresentaram trincas e nem expansão. O valor de c' obtido foi de 1,96. A contração diametral foi de 1,90 mm e não houve nenhuma penetração da agulha após umedecimento, ou seja, penetração = 0. Com base na carta de classificação do método das pastilhas, ilustrada na Figura 4.7, conclui-se que se trata de um solo LG', isto é, argiloso laterítico.

Para ambas as classificações encontrou-se solos lateríticos, no entanto, houve uma discordância quanto à textura do solo, se trata-se de um solo argiloso ou arenoso. Isto pode ter ocorrido devido às concreções lateríticas terem comportamento de um solo arenoso.

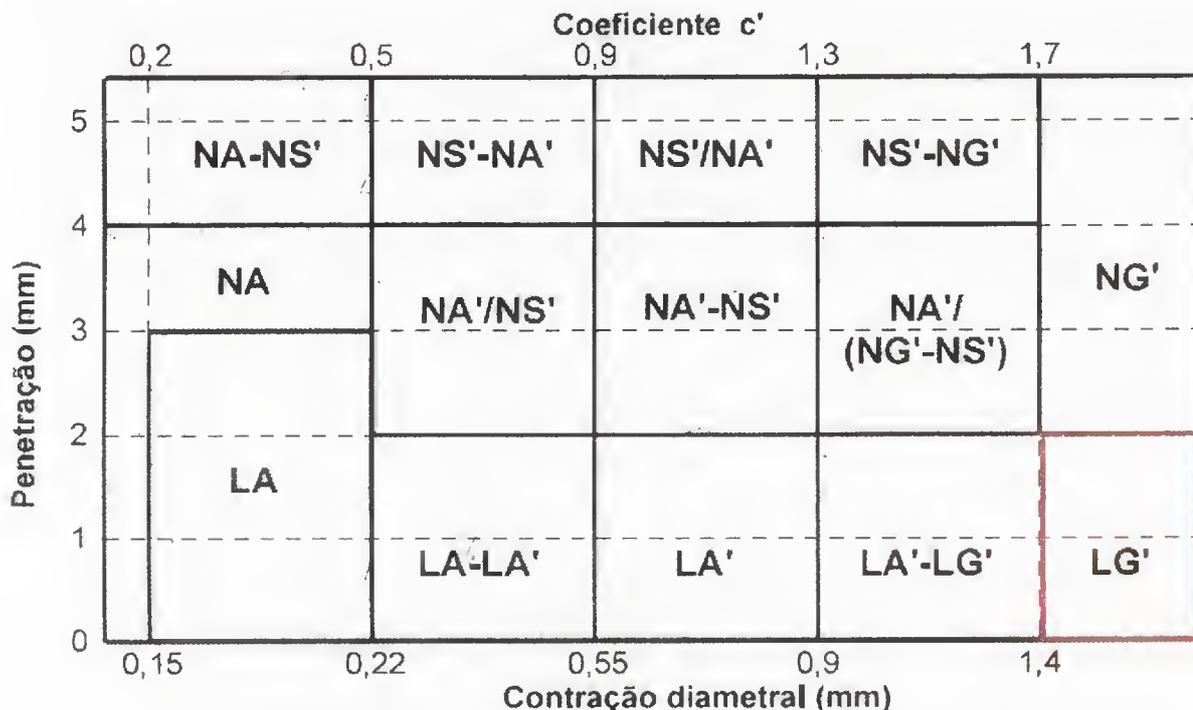


Figura 4.7 - Carta de classificação do método das pastilhas.

4.2 - ENSAIOS DE COMPACTAÇÃO

Foram realizadas três ensaios de compactação: o ensaio Proctor normal (manualmente), o ensaio Proctor normal (mecanicamente) e o ensaio de mini compactação.

O ensaio de mini compactação foi realizado devido à facilidade de execução e também por ser usual para um solo laterítico, no qual o corpo de prova em miniatura é preparado conforme a DNER-ME 228/94. A curva de compactação gerada com os dados deste ensaio, pode ser observada na Figura.4.8. A massa específica aparente seca máxima foi $1,42 \text{ g/cm}^3$ e umidade ótima de 29%. Sabe-se, por experiências anteriores, que o formato da curva da Figura 4.8 é não é esperado para uma curva de compactação.

No entanto, observou-se em outros ensaios com solos do Distrito Federal, que a curva costuma ter o formato apresentado na Figura 4.8, além de ser encontrada em bibliografias que afirmam que este formato de curva de compactação se refere à argilas plásticas (Conciani, *et al.*, 2009).

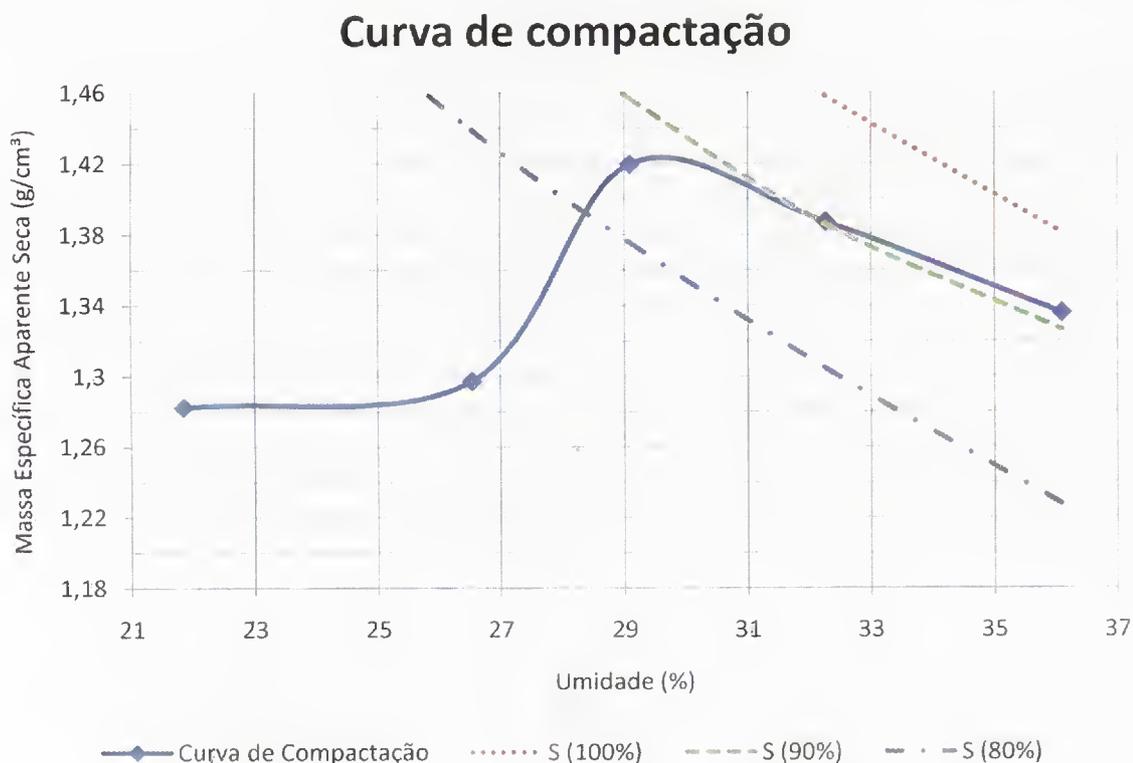


Figura 4.8 - Curva de mini compactação.

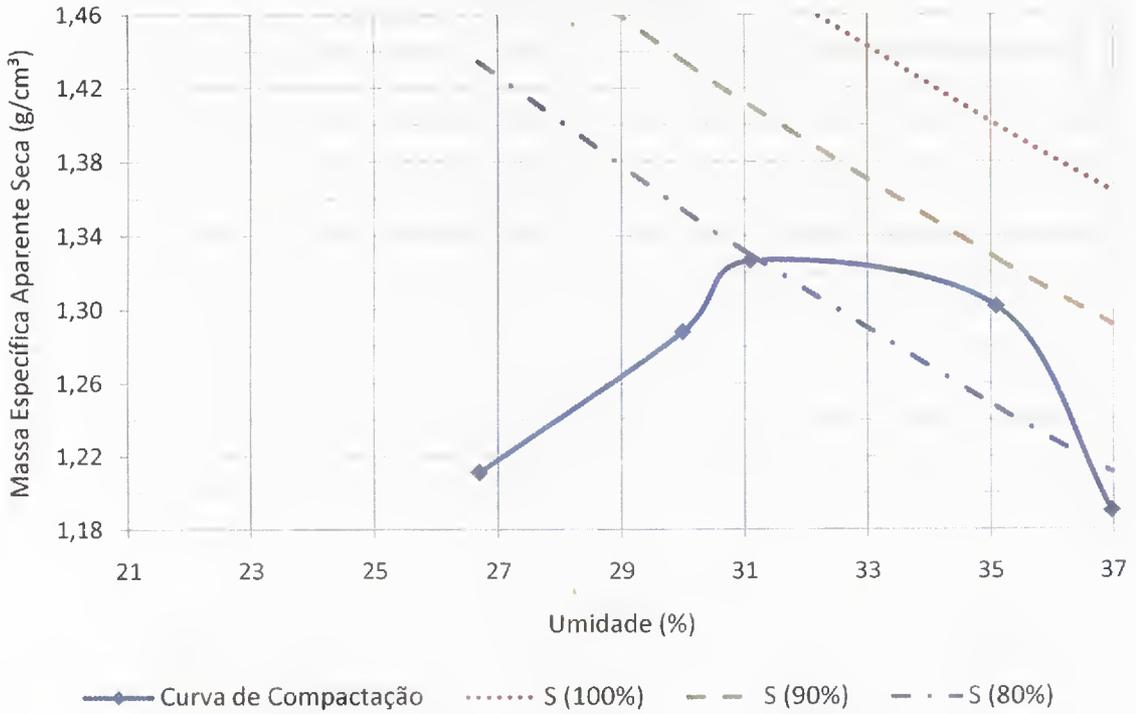
As curvas de compactação no Proctor normal, realizadas manualmente, e mecanicamente encontram-se na Figura 4.9.

Na Figura 4.9(a), que representa a curva de compactação Proctor normal, realizada com o método tradicional (manual), a massa específica aparente seca máxima foi de 1,34 g/cm³ e a umidade ótima 33%.

Observando a Figura 4.9(b), conclui-se que a massa específica aparente seca é de 1,44 g/cm³ e a umidade ótima, 29%. Esta última foi gerada com os dados do ensaio de compactação Proctor normal, de forma mecanizada em um equipamento apropriado para esta finalidade (compactador mecânico).

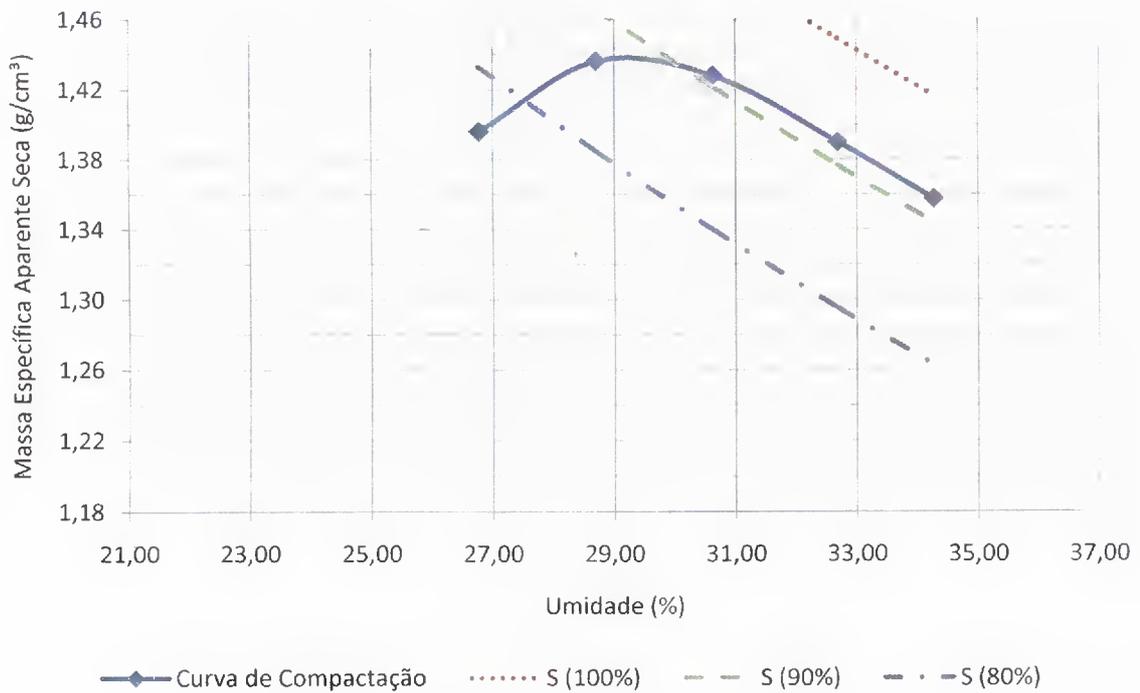
O Quadro 4.7 mostra a comparação entre as massas específicas aparente secas máximas e a umidade ótima de cada ensaio.

Curva de compactação



(a) Curva de compactação – Proctor normal manual

Curva de compactação



(b) Curvas de compactação – Proctor normal mecânica

Figura 4.9 - Curvas de compactação

Quadro 4.7 - Comparação de ρ_d máxima e umidade ótima das várias compactações.

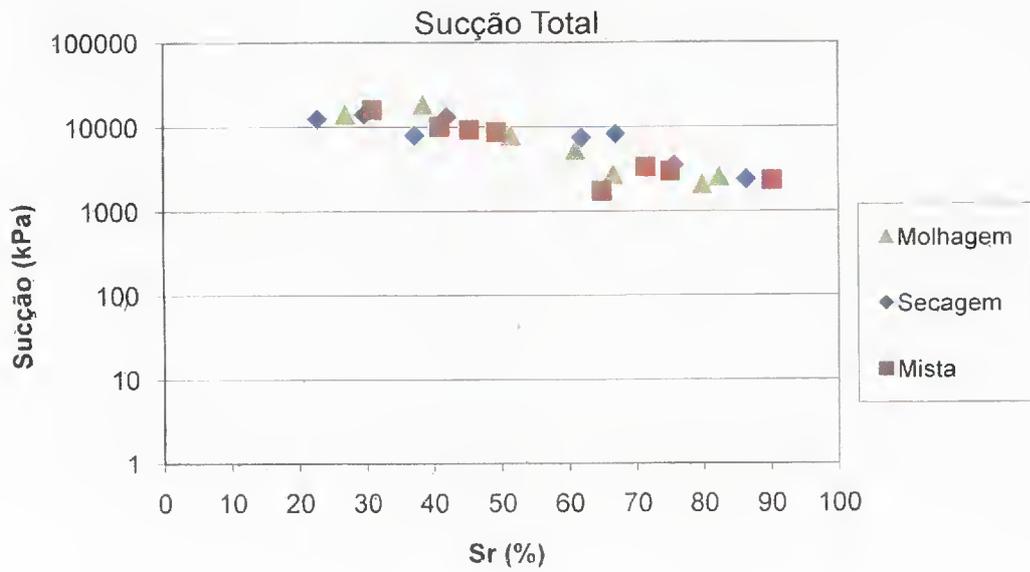
Compactação	ρ_d (g/cm ³)	Umidade ótima (%)
Mini-compactação (Figura 4.8)	1,42	29
Compactação Proctor Manual (Figura 4.9a)	1,34	33
Compactação Proctor Mecânica (Figura 4.9b)	1,44	29

Para o cálculo das densidades da compactação estática, utilizou-se a curva de compactação Proctor mecânica, Figura 4.9(b), a qual teve os índices, especificados no Quadro 4.7, que mais se aproximam dos valores reais em campo além de ter o formato mais adequado para a curva de compactação.

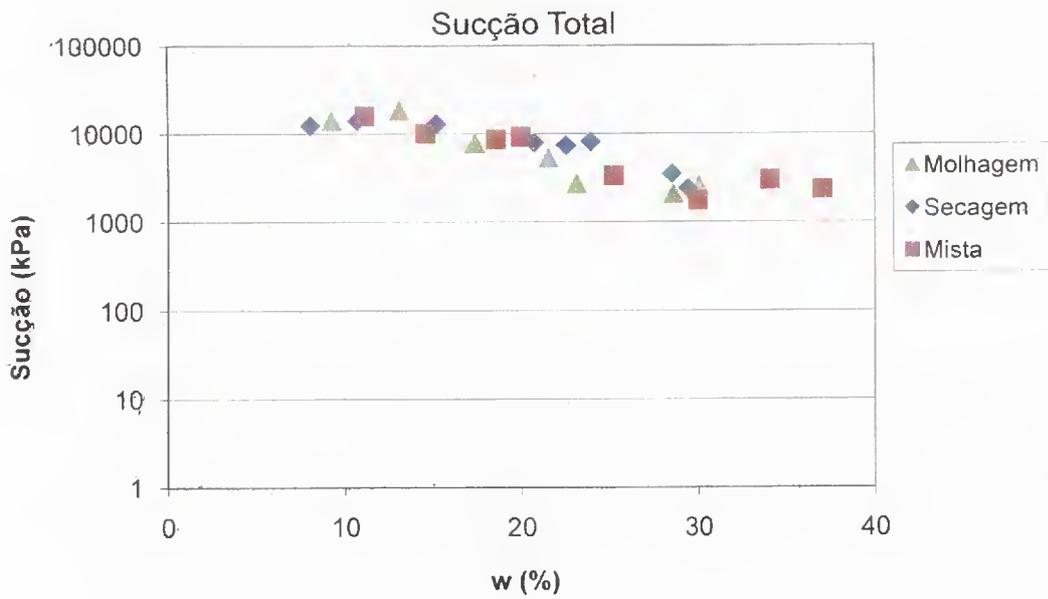
4.3 - CURVA CARACTERÍSTICA

Segundo Camapum de Carvalho (2007) os solos não saturados apresentam o comportamento associado à sucção/capilaridade neles atuantes. A sucção total atuante no solo se subdivide em sucção osmótica e sucção matricial ou mátrica. Para a análise do comportamento mecânico dos solos, quase sempre o relevante é a sucção matricial ($u_a - u_w$), na qual u_a é a pressão na fase ar e u_w é a pressão na fase água. A curva característica de retenção de água do solo corresponde à representação gráfica da sucção em função seja da umidade gravimétrica ou do grau de saturação. A sucção pode ser apresentada em escala aritmética ou logarítmica. Na escala logarítmica, a sucção pode ainda ser representada como o logaritmo da sucção em centímetros em coluna de água.

A variação sucção total pode ser observada na Figura 4.10, em função da saturação e da umidade. Na Figura 4.11 pode-se observar a variação sucção mátrica com relação à saturação e à umidade. Nas Figuras 4.10 e 4.11 são apresentados os modelos de curva característica de retenção de água representativo desse tipo de estrutura que marca os solos lateríticos. É fato conhecido no meio geotécnico que ela varia de solo para solo, ou seja, as curvas característica de solos lateríticos apresentam a distribuição bimodal dos poros onde se observa a entrada de ar nos macroporos e microporos. Outro aspecto importante na forma das curvas características diz respeito à retração do solo em função da sucção atuante. Quando se trabalha com índices de vazios médios por não se dispor do valor correspondente a cada sucção, a inclinação do trecho inicial da curva em função do grau de saturação dará uma ideia precisa da retração que o solo sofre com o aumento da sucção até a pressão de entrada de ar.

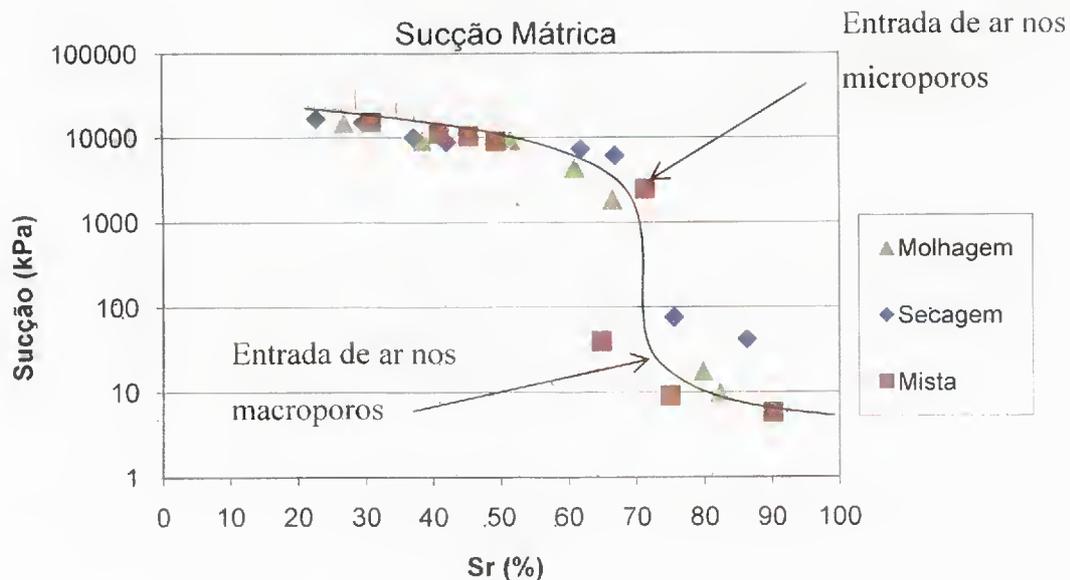


(a) Sucção x saturação

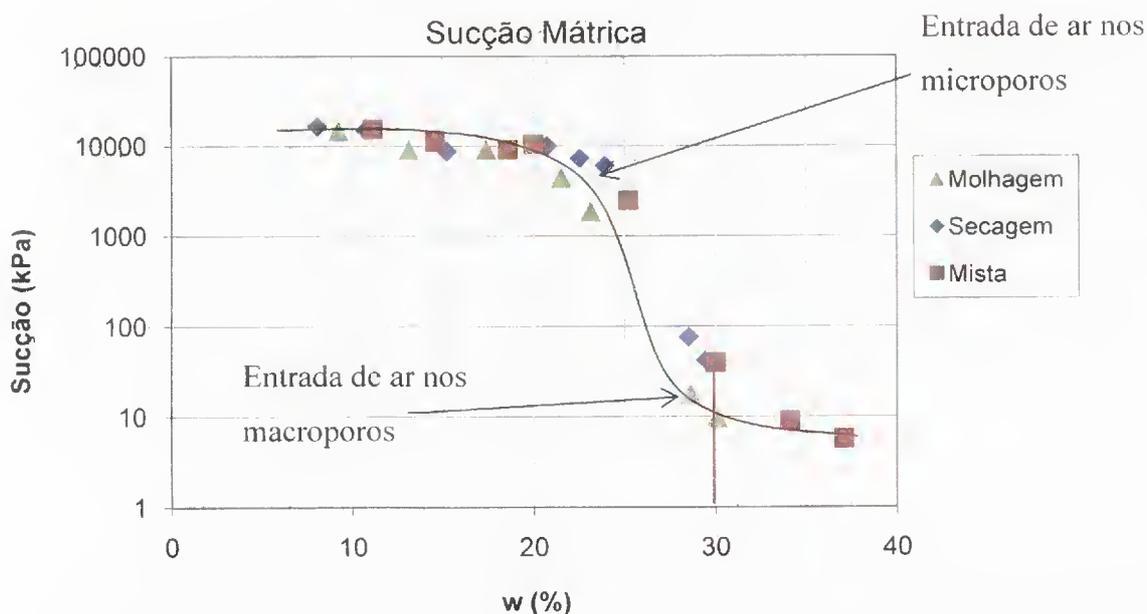


(b) Sucção x umidade

Figura 4,10 - Curvas características sucção total em função da saturação e da umidade.



(a) Sucção x saturação



(b) Sucção x umidade.

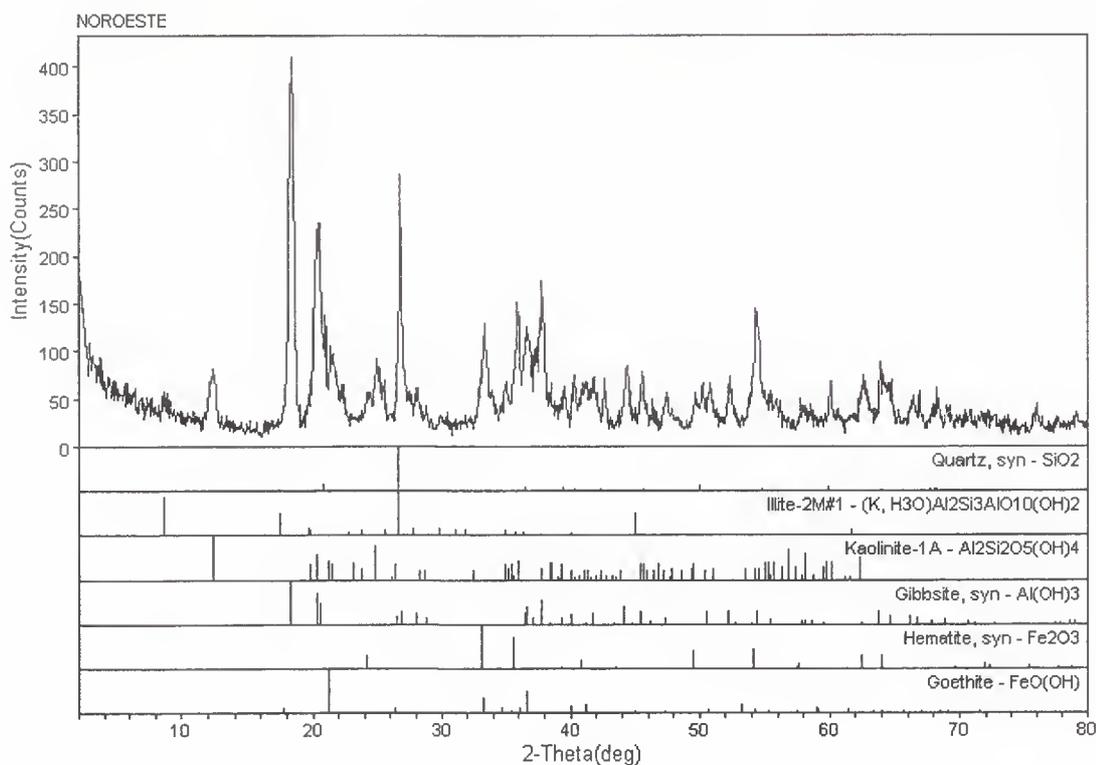
Figura 4.11 - Curvas características sucção mátrica.

Nota-se que os níveis de tensão de sucção total encontram-se altos, com pouca variação no nível de sucção, em comparação com a sucção mátrica. Observa-se, também, que não é possível identificar o ponto de entrada de ar nos macro e micro poros nas curvas características totais. Já nas curvas de sucção mátrica, é mais facilmente perceptível.

4.4 - ANÁLISE QUÍMICA E MINERALÓGICA

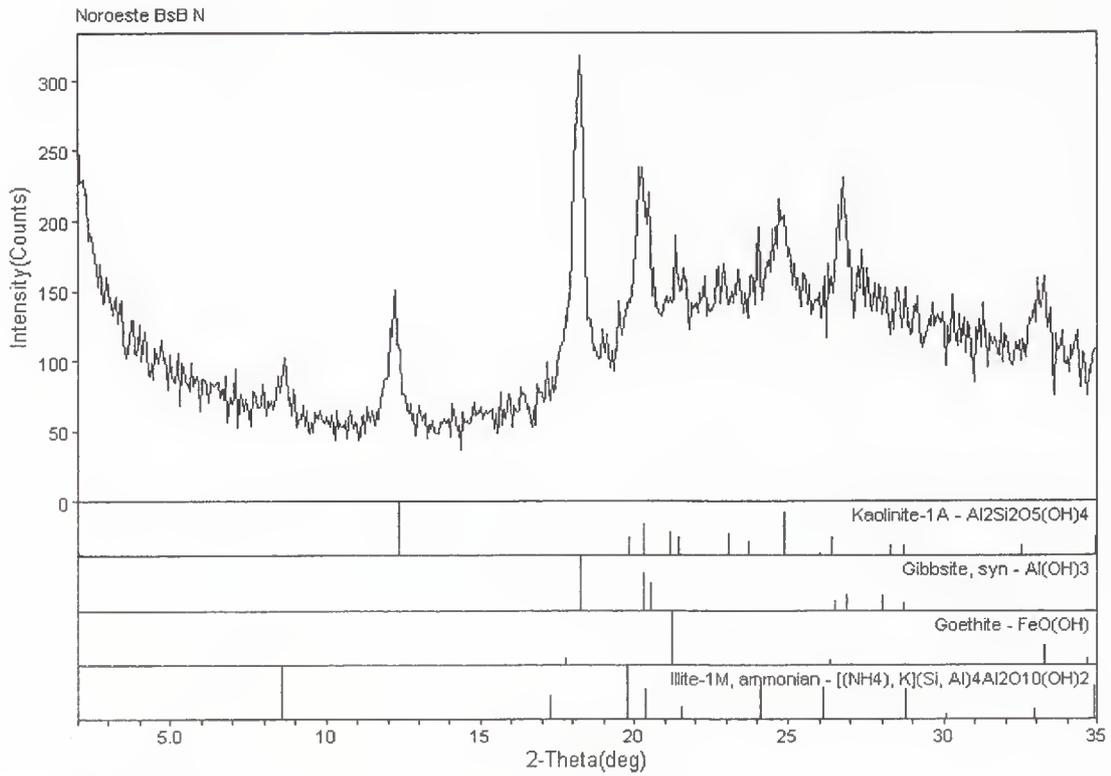
As difratometrias encontram-se Na Figura 4.12 e análises laboratoriais de química do solo seguem no Quadro 4.8.

Analisando-se os difratogramas, percebe-se que na amostra total há traços de quartzo enquanto que na fração argila, não é detectada a presença desse mineral. Outro mineral encontrado na amostra total e não é encontrado na fração argila é a hematita. O que também pode ser observado é a presença marcante da illita na amostra total, compatível com solos de maior profundidade, como mostrado em Cardoso (2002), e que na amostra só de argila esse argilo mineral esta em menor proporção que a kaolinita, podendo representar que este argilo mineral fica retido quando da separação da fração argila por estar aderido a fração de maior diâmetro.



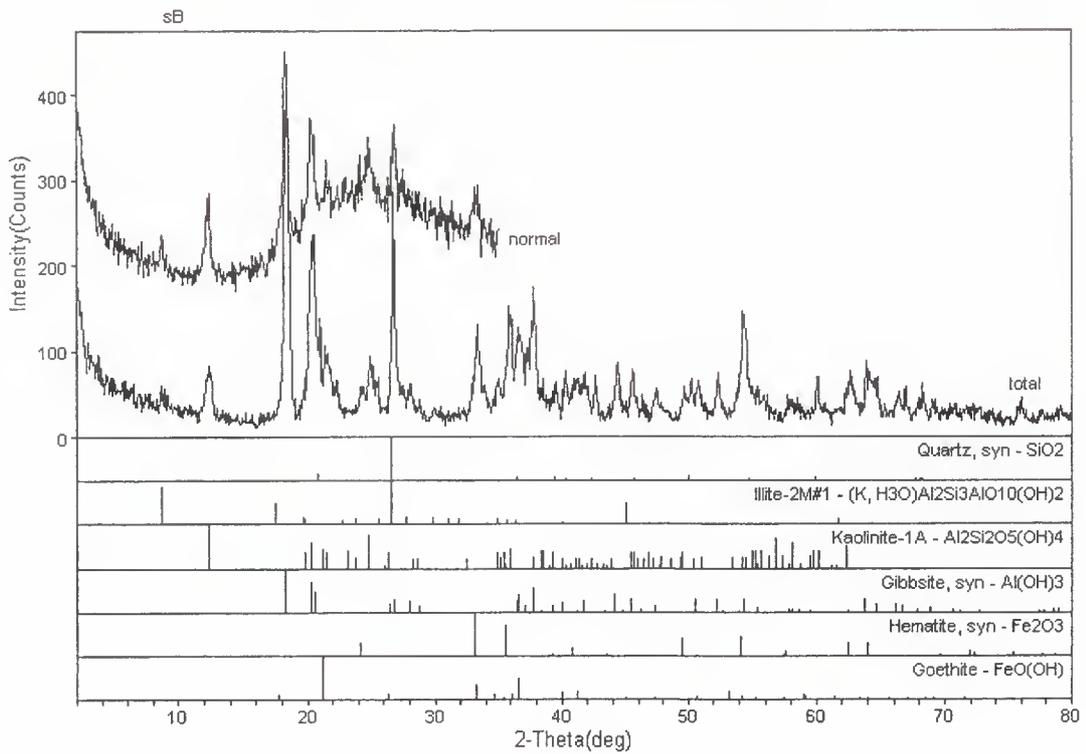
Laboratorio de DRX - IG/UnB

(a) Difratograma da amostra total.



Laboratorio de DRX - IG/UnB

(b) Difratoograma da fração argila.



Laboratorio de DRX - IG/UnB

(c) Comparativo entre os difratogramas total e fração argila.

Figura 4.12 - Difratometria de raios-x para determinação de argilominerais.

Quadro 4.8 - Análise Química

COMPLEXO SORTIVO	Valor
pH em H ₂ O, sem unidade	6,1
FÓSFORO - P, em mg/dm ³ = ppm	1,3
CÁLCIO - Ca, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	0,2
MAGNÉSIO - Mg, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	0,1
POTÁSSIO - K, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	0,11
SÓDIO - Na, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	0,01
ALUMÍNIO - Al, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	0
ACIDEZ (H + Al), em cmolc/dm ³ = mE/100mL	5,2
SOMA DAS BASES, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	0,42
CTC ou T, em cmolc/dm ³ = mE/100mL	6
SATURAÇÃO por BASES - V, em %	7
SATURAÇÃO por ALUMÍNIO - m, em %	0
SATURAÇÃO com SÓDIO - ISNa, em %	0,2
CARBONO ORGÂNICO - C, em g/kg	5,3
MATÉRIA ORGÂNICA - MO, em g/kg	9,1

Sobre os elementos Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ e Al³⁺ pode-se dizer que são propensos a formarem complexos de esfera externa (conforme seção 2.5.4) são os chamados íons trocáveis, e quanto maior sua quantidade encontrada no solo, maior sua capacidade de troca com outros cátions ou ânions, favorecendo a sorção. No entanto, observando-se os resultados nota-se a pouca quantidade desses cátions. Mesmo comparando à outros valores de solos locais, pode-se dizer que há pouca quantidade desses elementos. O elemento que mais se destacou foi o potássio, que é encontrado em maior quantidade do que os demais elementos.

A baixa CTC é um indicativo de um solo altamente intemperizado, o é confirmado pela presença de gibbsita e caulinita (Figura 4.12) e prováveis teores de óxidos de ferro e alumínio característicos de solos tropicais da região. Lembrando que quanto maior a CTC mais facilmente os cátions podem ser trocados ou mesmo substituídos por outros, ou seja, as ligações são reversíveis podendo ocorrer nos dois sentidos: tanto da superfície da partícula para a solução do solo, ou o inverso.

A soma das bases nada mais é do que a soma das bases trocáveis (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, e Na⁺) que pertencem ao grupo dos metais alcalinos e alcalinos terrosos da tabela periódica. A saturação por bases é a razão entre o valor da soma das bases e a CTC potencial do solo, expressa em porcentagem. E finalmente, a acidez trocável são os cátions Al³⁺ e H⁺ pois são responsáveis pela acidez do solo. A saturação por alumínio é a quantidade de CTC que é ocupada por alumínio trocável.

Segundo Prado (2011) o manejo de solos com predominância de cargas positivas relaciona-se mais com ânions (CTA) do que cátions. Em outras palavras, os cloretos são preferencialmente retidos neste caso.

Uma consequência de ordem prática muito importante devido ao alto grau de floculação da argila é a formação de partículas de tamanho areia, demonstrado nos resultados da curva granulométrica na seção 4.1.

De acordo com Costa (1973) a designação do solo quanto ao pH é subácido. No entanto, a interpretação de dados relativos ao pH é sensivelmente limitada pelos seguintes fatos: o pH de um solo não é uma característica fixa; os valores medidos dependem da técnica do ensaio. O importante neste caso, é salientar que o pH afeta a solubilidade de vários elementos, como por exemplo, ferro e alumínio. No entanto, na faixa em que se encontra este solo, não afetará a solubilidade desses elementos.

4.5 - ENSAIOS COM CONTAMINANTES

O método de preparo dos contaminantes consta na seção 3.7.2. Para se iniciar a análise dos ensaios com contaminantes, antes de qualquer coisa, foram realizadas análises no solo natural e na água com os quais se fez os ensaios. Os contaminantes são Cr^{3+} e Ni^{2+} , portanto, analisou-se o conteúdo desses metais. No Quadro 4.9 são mostrados esses valores, obtidos por meio de um espectrofotômetro de absorção atômica, do laboratório Soloquímica.

Quadro 4.9 - Conteúdo de Cr^{3+} e Ni^{2+} nas amostras

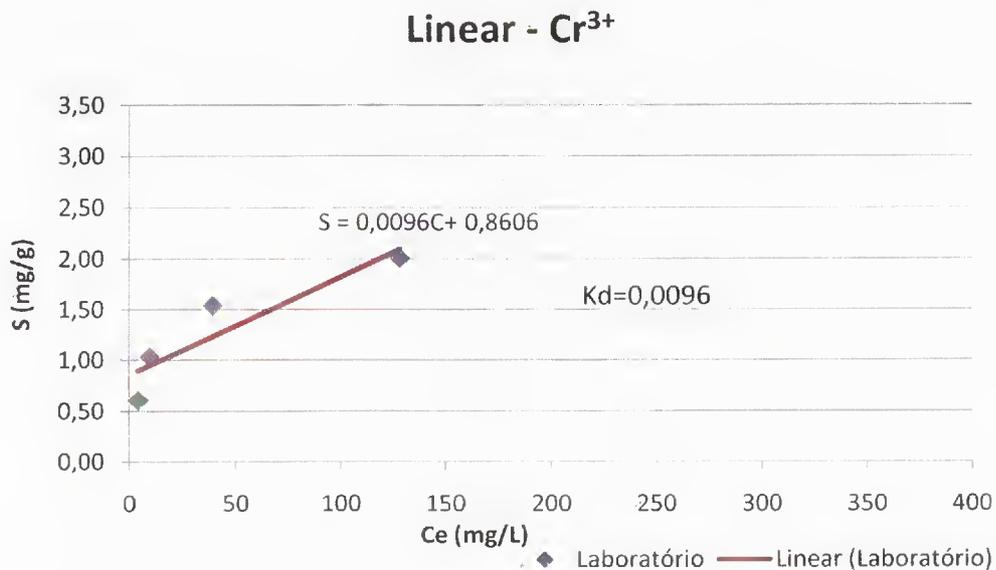
Metal	Água	Solo Natural
Cr^{3+} (mg/L)	<0,01	11,00
Ni^{2+} (mg/L)	5,4	2,13

Com base no princípio de que o aumento da concentração de um íon na solução do solo pode provocar o deslocamento de íons adsorvidos, analisou-se os ensaios de sorção e em coluna. Ou melhor, é possível que cátions de menor valência desloquem outros de maior valência, desde que sua concentração na solução do solo seja alta.

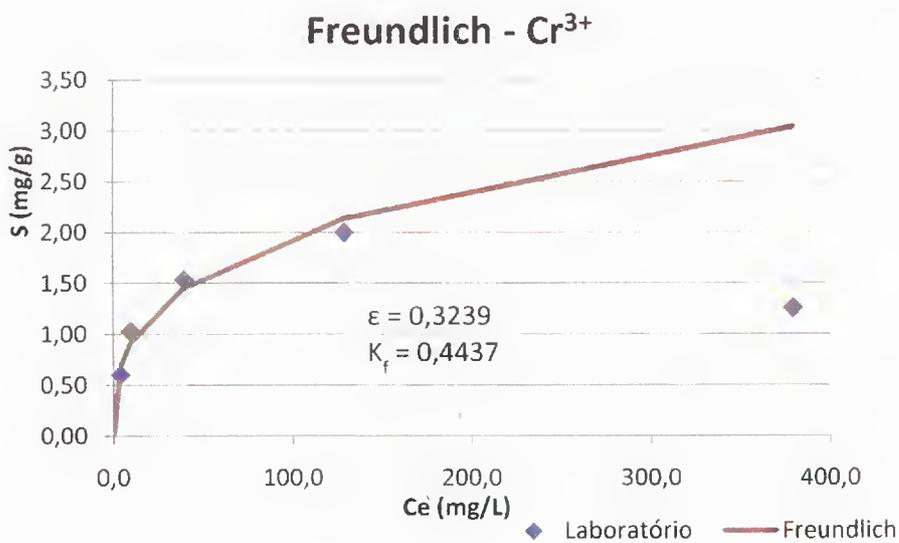
4.6.1 - ENSAIO DE SORÇÃO

O ensaio de sorção foi realizado de três formas: com cromo e níquel juntos, e cada um deles separadamente. As isotermas foram construídas segundo os modelos linear, Freundlich e

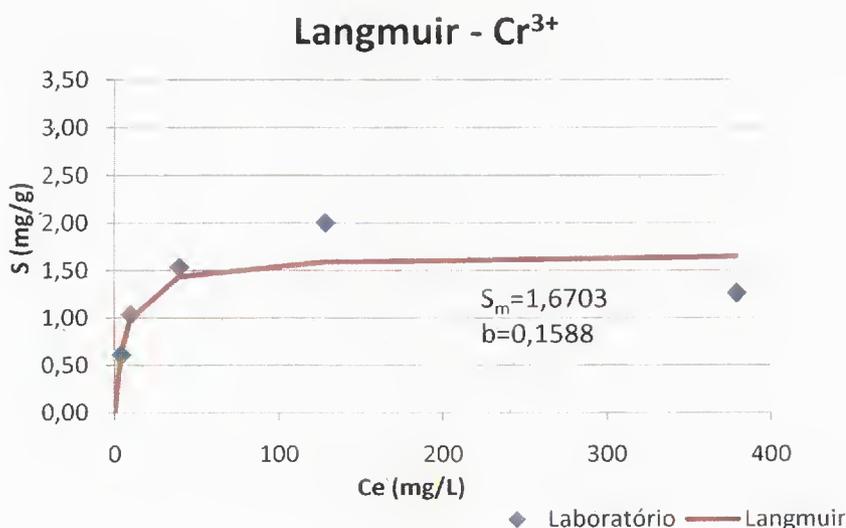
Langmuir. Na Figura 4.13 estão dispostos os gráficos com os pontos obtidos em laboratório e o ajuste para as isothermas de (a) Linear, (b) Freundlich e (c) Langmuir para o ensaio com apenas cromo.



(a) Isotherma Linear de Cr³⁺.



(b) Isotherma de Freundlich de Cr³⁺.

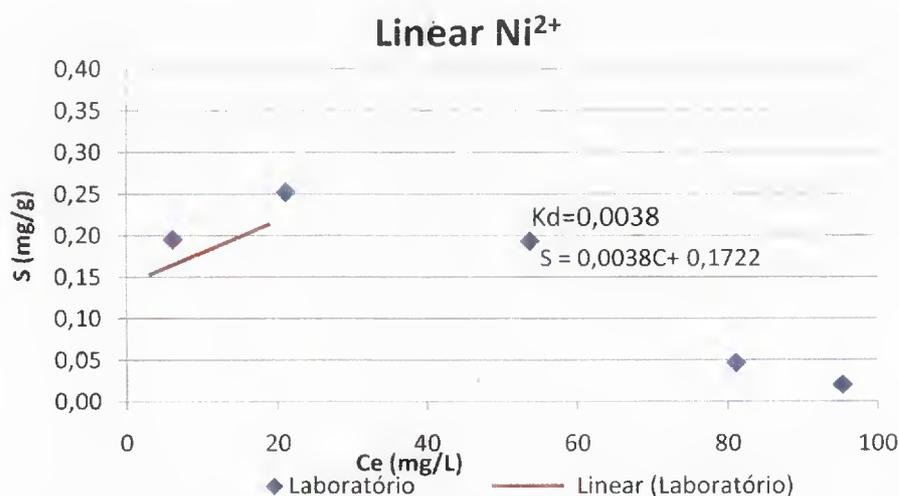


(c) Isoterma de Langmuir de Cr³⁺.

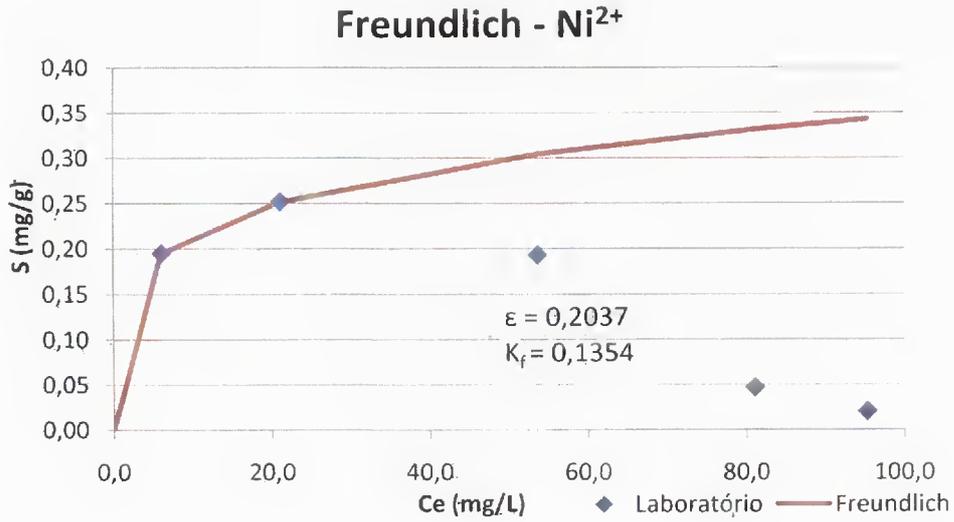
Figura 4.13 - Gráficos de modelos de isotermas de sorção.

Observa-se na Isoterma de Langmuir, Figura 4.13(c), que o último ponto sofre um decaimento, que pode ser justificado por dessorção. Isso pode ter ocorrido, quando o solo satura a sua capacidade de sorção, e começa a dessorver o íon introduzido, trocando por outro íon mais facilmente trocável, aumentando a concentração do íon dessorvido no líquido analisado. Observou-se esse fenômeno nos demais ensaios. Isto também pode ter ocorrido pelo fato de não se ter atingido o equilíbrio das reações que podem ter necessidade de maior tempo quando a concentração do elemento a ser sorvido é muito alta.

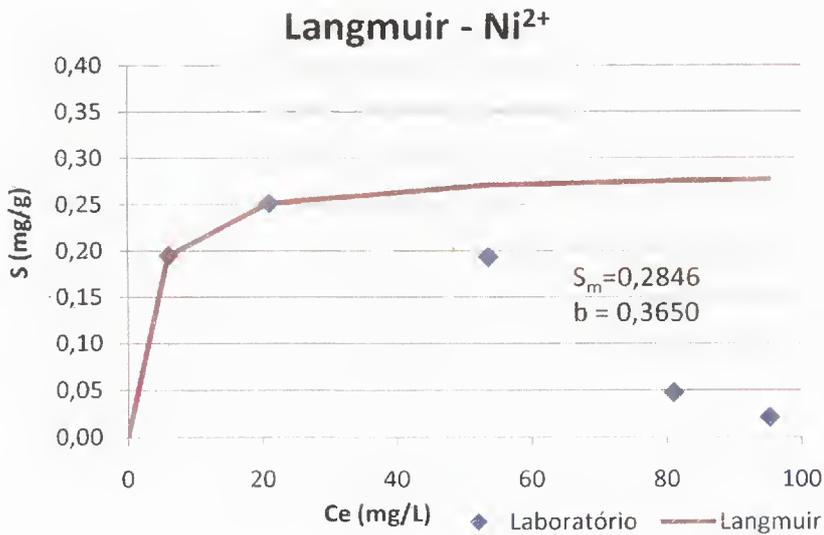
Na Figura 4.14 são mostrados os modelos para o ensaio de sorção com Níquel puro.



(a) Isoterma Linear de Ni²⁺.



(b) Isoterma de Freundlich de Ni²⁺.



(b) Isoterma de Langmuir de Ni²⁺.

Figura 4.14 - Gráficos de modelos de isotermas de sorção.

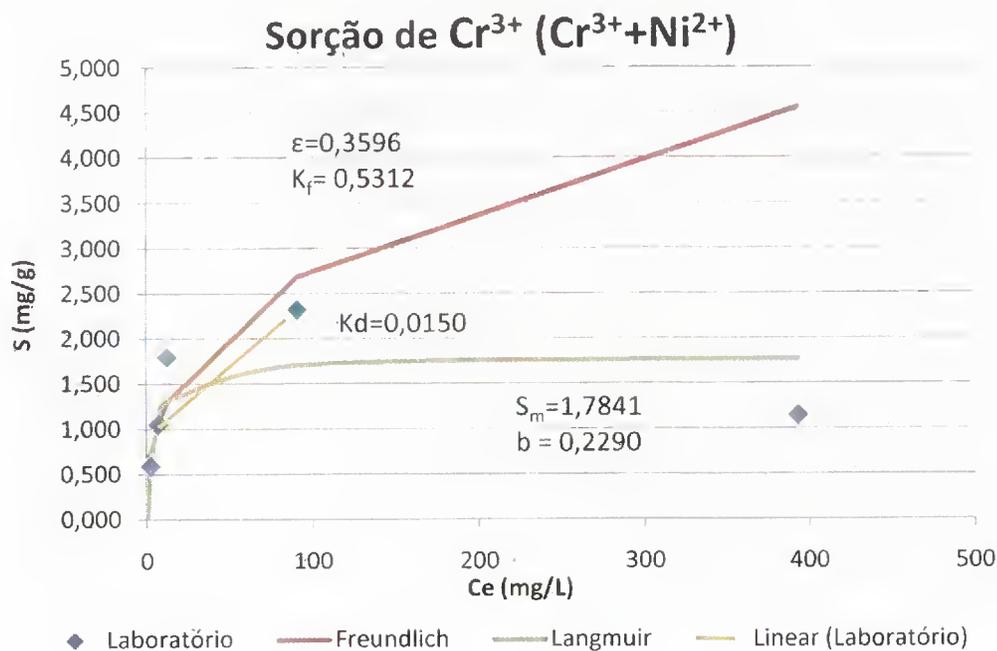
Para os ensaios utilizando somente o níquel como contaminante, não foi possível traçar as isotermas com todos os pontos de laboratório, pois somente nas duas primeiras concentrações ocorreu sorção. As demais concentrações sofreram dessorção. Logo, utilizou-se somente os dois primeiros pontos para elaborar-se os modelos.

A dessorção pode ser realizada com um aumento de temperatura. As isotermas côncavas são desfavoráveis, pois altas concentrações de fluido são necessárias para baixas concentrações de

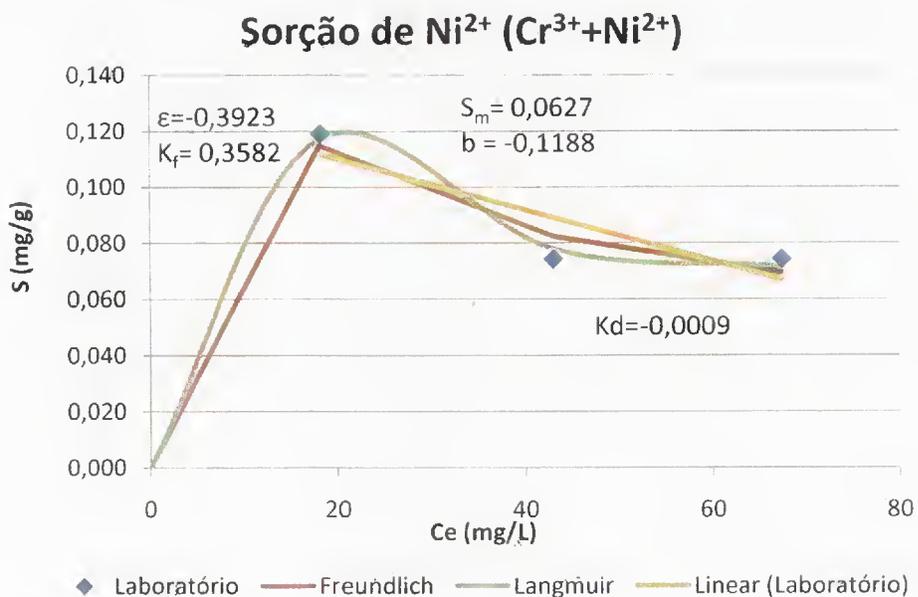
adsorvato no sólido. Isotermas deste tipo são raras, mas seu estudo torna-se importante na compreensão dos processos de dessorção.

Percebe-se que a sorção do cromo foi muito maior do que a sorção do níquel. A média de massa sorvida do níquel puro foi de 30% e para o cromo foi de 70%. Esse comportamento já era esperado, dado que, conforme a seção 2.5.4, o cátion do Cr^{3+} será preferencialmente quimiosorvido do que o Ni^{2+} . Lembrando que, o Cr^{3+} é trivalente e o Ni^{2+} é bivalente e há preferência dos metais com maior valência.

As isotermas de Freundlich e Langmuir para os ensaios de níquel e cromo juntos, estão representadas na Figura 4.15. A forma das isotermas representadas na Figura 3.15(b) é justificada pela dessorção do níquel já presente no solo, que é liberado cedendo lugar ao íon de cromo, que é mais facilmente sorvido. Este fenômeno pode ser percebido, também, na Figura 4.16, na qual são plotadas as isotermas para os dois ensaios: do metal puro e dos metais juntos.



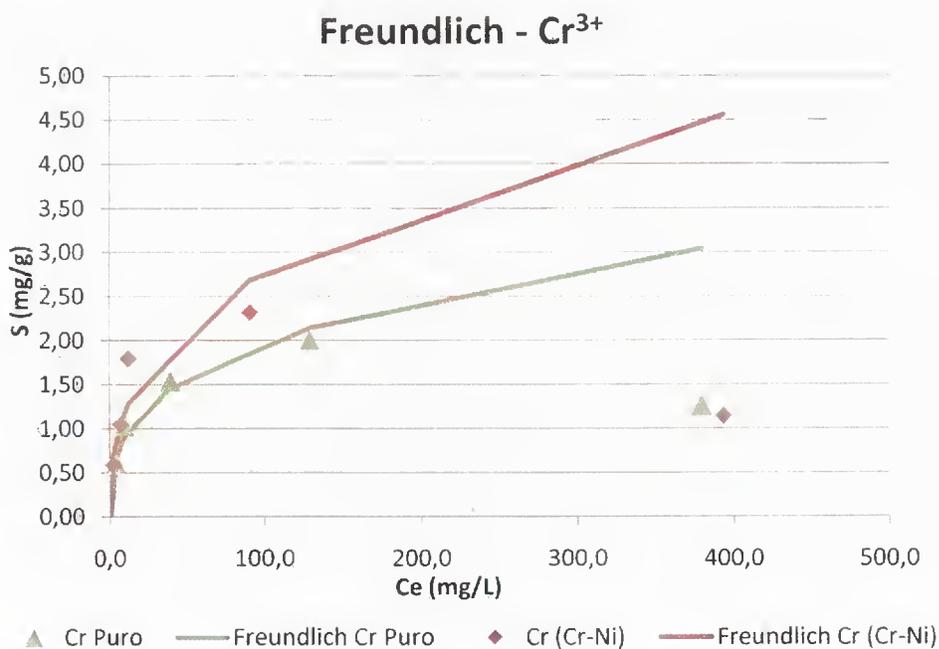
(a) Sorção de Cr^{3+} .



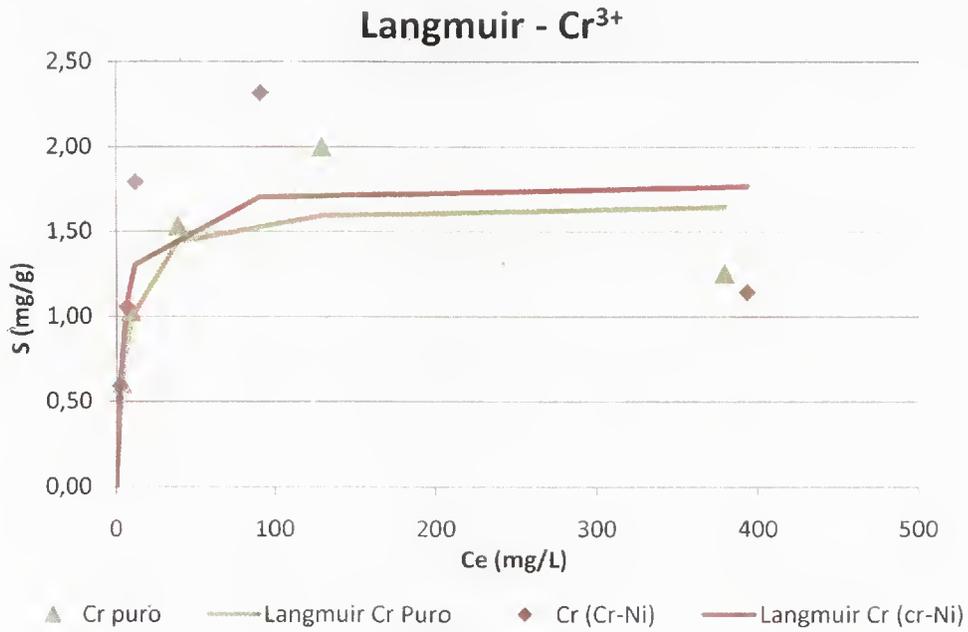
(b) Sorção de Ni²⁺.

Figura 4.15 - Ensaio de sorção com Cr³⁺ e Ni²⁺.

Na Figura 4.16 são mostradas as isótermas de sorção comparativas para o Cr³⁺ puro e para a solução misturada com Ni²⁺.



(a) Isótermas de Freundlich para Cr³⁺ e solução de Cr³⁺ + Ni²⁺.



(b) Isotermas de Langmuir para Ni²⁺ e solução de Cr³⁺ + Ni²⁺

Figura 4.16 - Isotermas de Freundlich e Langmuir para os dois tipos de contaminantes.

As isotermas comparativas indicam que houve maior quantidade de massa sorvida de Cr³⁺ no ensaio onde havia a competição de íons (Cr³⁺ e Ni²⁺). Mas de forma geral, os modelos de Freundlich e Langmuir se ajustaram bem para ambos os casos.

Na Figura 4.17 são mostrados somente os dados de laboratório para ambos os metais em ambos os casos.

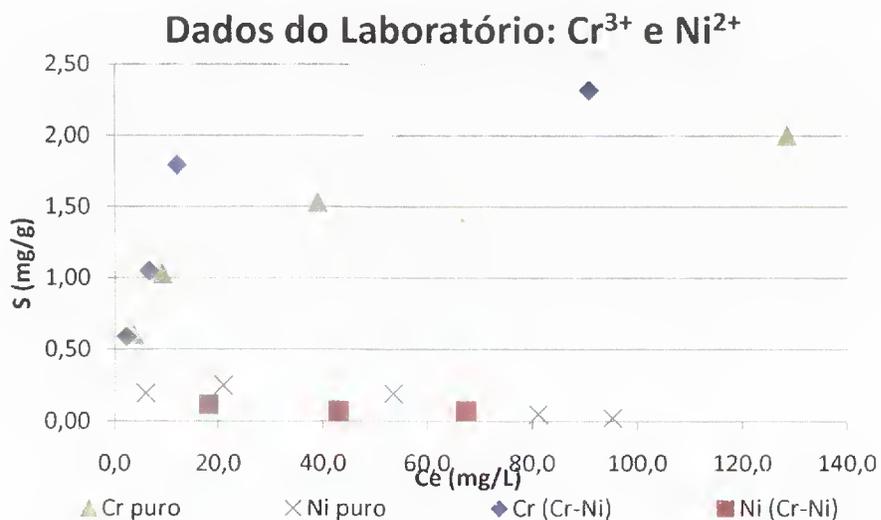


Figura 4.17 - Valores de massa sorvida para ambos os metais. para ambas as situações.

Observando-se a Figura 4.17, fica clara a grande diferença entre a sorção ocorrida com cromo e com níquel. Observa-se, também, como ocorreu a competição entre os dois metais quando dispostos juntos: a sorção do cromo aumenta com relação à solução pura e a do níquel, diminui. Novamente, o que ocorreu na prática, condiz com a teoria aqui exposta. Concluindo que a capacidade de sorção das partículas de argila tende a diminuir com o aumento de quantidade de soluto adsorvido, até que um limite máximo de soluto sorvido seja atingido.

Os coeficientes de distribuição puderam ser calculados pelo modelo linear de cada ensaio. Eles se encontram dispostos no Quadro 4.10.

O coeficiente de distribuição para o ensaio de cromo quando misturado com o níquel é o maior de todos. Isto comprova o que já havia se constatado anteriormente, com uso dos modelos. Pela ordem decrescente de valores, o segundo K_d é para o ensaio de cromo puro, o qual é um pouco mais difícil do que quando há a competição com o níquel. Já para o níquel, o coeficiente de distribuição puro foi maior do que o K_d quando misturado com o cromo. Isto é, quando dispostos na mesma solução, a sorção do cromo aumenta enquanto que a do níquel decai.

O coeficiente de distribuição indica a intensidade da sorção. Porém, sabe-se que o equilíbrio de adsorção isotérmica linear com coeficiente de distribuição constante não é fisicamente válido, em razão tanto da cinética como da não linearidade e do fato de que geralmente há um limite máximo para a adsorção em partículas de argila. O K_d é utilizado principalmente para facilitar o tratamento matemático.

Outros parâmetros obtidos com o ensaio de sorção são os dos modelos Linear, de Freundlich e de Langmuir. Estes estão apresentados no Quadro 4.10.

Quadro 4.10 – Parâmetros dos modelos de isotermas de sorção.

	Linear	Freundlich		Langmuir	
	K_d (g/L)	K_f	ϵ	S_m	b
Cr	0,0096	0,4437	0,3239	1,6703	0,1588
Ni	0,0150	0,1354	0,2037	0,2846	0,3650
Cr (Cr-Ni)	0,0038	0,5312	0,3596	1,7841	0,2290
Ni (Cr-Ni)	-0,0009	0,3582	0,3923	0,0627	-0,1188

Estes parâmetros serão utilizados para o cálculo do fator de retardamento (R_d) para o ensaio em coluna. Neste quadro, K_d foi calculado pela equação 2.12, K_f e ϵ foram calculados pela equação 2.14 e S_m e b foram obtidos pela equação 2.16.

4.6.2 - ENSAIO EM COLUNA

Foram realizados, 5 ensaios, simultaneamente, com as condições propostas conforme o Quadro 3.5. Os resultados serão apresentados separadamente, em seções.

4.6.2.1 Resultados da Coluna 1

No Quadro 4.11, apresentam-se os resultados do ensaio em coluna, realizado no Cilindro 1, cujos parâmetros se encontram no próprio quadro. Ressalta-se que todos os parâmetros estão em função da medida efluente/afluente. Ou seja, V_y é o volume acumulado em relação ao volume de vazios, C/C_0 é a relação entre a medida da concentração no efluente e a medida da concentração no afluente, assim como, a eletro-condutividade mostrada no Quadro 4.11 é a medida da EC no efluente sobre o valor da EC medida no afluente.

Quadro 4.11 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 1.

Ensaio	ρ_d (g/cm ³)	n (%)	K (m/s)	i (m/m)	W_{comp} (%)	V_v (cm ³)
C1	1,34	51	3,12E-09	5	32,5	113,12

N	V_y	t (s)	t (min)	C/C_0 Cr	C/C_0 Ni	C/C_0 Sal	Cond. Elet. (μ S/cm)
1	0,58	432.000	7.200	0,0019	0,0010	0,0091	0,0086
2	2,14	1.209.600	20.160	0,0016	0,0006	0,0051	0,0051
3	5,68	1.900.800	31.680	0,0000	0,5521	0,2345	0,2345
4	6,23	3.024.000	50.400	0,0025	0,7519	0,6204	0,6204
5	6,26	3.801.600	63.360	0,0050	1,1043	0,6252	0,6252
6	8,72	4.320.000	72.000	0,0039	0,9945	0,5872	0,5872
7	10,54	4.752.000	79.200	0,0416	1,0000	0,6365	0,6365

No Quadro 4.11, ρ_d é a massa específica de solo seco, n é a porosidade, K é o coeficiente de permeabilidade, i é o gradiente hidráulico ao qual o corpo de prova foi submetido, W_{comp} é a umidade de compactação do corpo de prova.

V_y , ou melhor, o volume percolado, é obtido pela expressão:

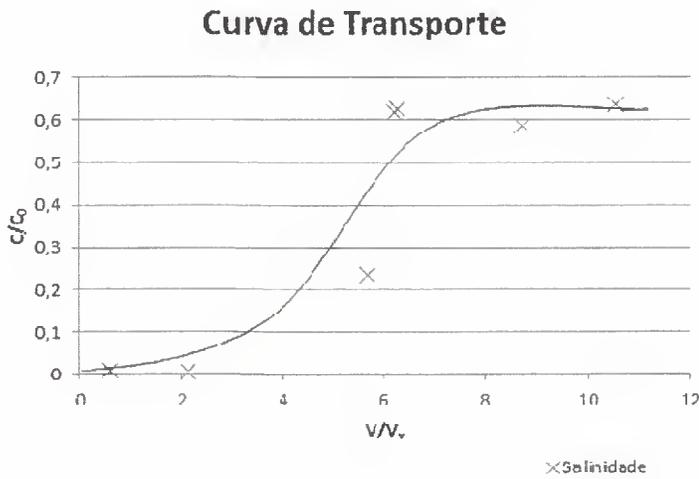
$$V_y = \frac{\text{Volume acumulado}}{\text{Volume de vazios}} = \frac{V}{V_V} \quad (4.1)$$

O coeficiente de permeabilidade hidráulica K é determinado por:

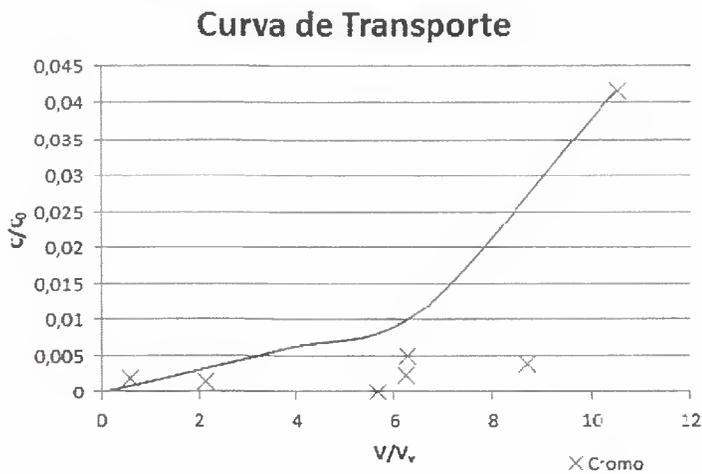
$$K = \frac{Q}{iA} \quad (4.2)$$

$$Q = \frac{\text{Volume}}{\text{tempo}} \quad (4.3)$$

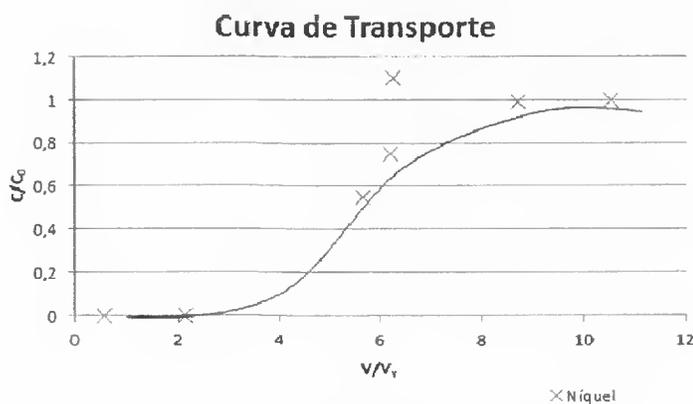
As curvas de transporte (ou eluição) para Cromo, Níquel e para a Salinidade podem ser observadas na Figura 4.18.



(a) Salinidade, em função do volume de poros.



(b) Cromo, em função do volume de poros.



(c) Níquel em função do volume de poros.

Figura 4.18 – Curvas de transporte de contaminantes do ensaio no cilindro 1.

Com os dados deste ensaio (em coluna) o R_d pode ser obtido de várias formas. Analisando-se a Figura 4.18, R_d pode ser obtido no gráfico de eluição, ou curva de transporte, C/C_0 X Volume de poros. Neste caso R_d corresponde ao volume de poros para $C/C_0=0,5$. Ou seja, o valor de 5,6 para o Ni e não determinado para o Cr, mas seguramente maior que 10. Outra forma de se obter o valor do R_d com os dados deste ensaio, e com os parâmetros dos modelos das isothermas de sorção apresentados no Quadro 4.10. Desta forma foi possível calcular os fatores de retardamento, R_d , para cada concentração do ensaio, conforme consta no Quadro 4.12. Para o cálculo dos coeficientes de retardamento linear, de Freundlich e de Langmuir, utilizou-se, respectivamente, as equações 2.17, 2.18 e 2.19.

Quadro 4.12 – Fator de retardamento para o ensaio do cilindro 1.

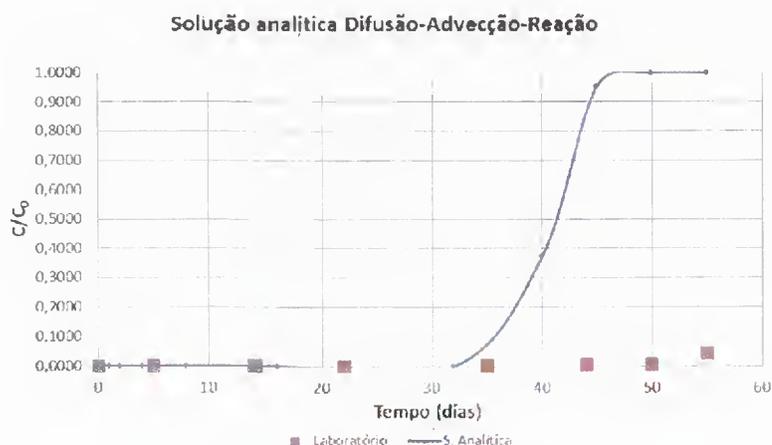
Concentrações				Cromo			Níquel		
C_0 (mg/L) Cr	C_0 (mg/L) Ni	C (mg/L) Cr	C (mg/L) Ni	R_d Linear Cr	R_d Freundlich	R_d Langmuir	R_d Linear Ni	R_d Freundlich	R_d Langmuir
523,0	95,3	1	0,1	1,0	1,5	1,7	1,0	2,5	1,0
428,0	167,0	0,7	0,1	1,0	1,6	1,8	1,0	2,5	1,0
420,0	181,0	0,01	92,2	1,0	10,6	2,1	1,0	1,0	1,0
457,0	181,0	1,16	136,1	1,0	1,5	1,7	1,0	1,0	1,0
462,0	163,0	2,3	180	1,0	1,3	1,5	1,0	1,0	1,0
463,0	181,0	1,8	180	1,0	1,3	1,5	1,0	1,0	1,0
464,0	180,0	19,3	180	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0

Foram efetuadas retro análises para a determinação do coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D_x e dispersividade, α_x para diferentes valores de C/C_0 , considerando as curvas de transporte.

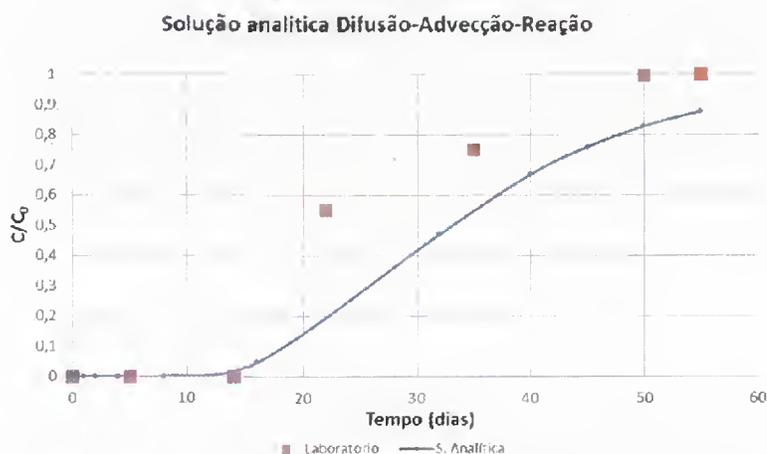
Considerando o material não reativo, seria de se esperar o fator de retardamento, R_d , unitário. Consistentemente, os valores determinados pelas três modelagens aproximam-se da unidade, no caso deste ensaio.

O valor da dispersividade (α_x) e da tortuosidade (τ) foram determinados por retro análise utilizando as equações (2.10) e (2.11) cujas curvas melhor se ajustaram aos resultados do ensaio em coluna. Shackelford (2000) apresentou um sumário de valores para tortuosidade (τ), no qual as argilas compactadas apresentaram $0,2 \leq \tau \leq 0,4$. Portanto, esta faixa de tortuosidade serviu de base para o ajuste das curvas. Considerou-se o valor do coeficiente de difusão molecular em solução aquosa (D), para os íons de Cr^{3+} e Ni^{2+} , respectivamente $D=5,94 \times 10^{-10}$ e $D=6,79 \times 10^{-10}$ m²/s (Shackelford e Rowe, 1998). E finalmente pela equação (2.11) obteve-se o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_x).

Na Figura 4.19 se observa a curva teórica gerada com os dados do ensaio, conforme mostrados no Quadro 4.12.



(a) Ajuste teórico para o cromo.



(b) Ajuste teórico para níquel.

Figura 4.19 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 1.

Este ajuste tem como equação que rege o modelo chamado de solução analítica da equação advecção-difusão-reação de Ogata e Banks (1961), descrita neste trabalho como equação (2.20).

O número de Peclet foi determinado segundo a equação (2.25) conforme Fetter (1992). Considerou-se a velocidade de advecção determinada no final do ensaio, igual a $3,06 \times 10^{-8}$ m/s. O valor de d é igual ao diâmetro dos grãos tal que 10% do solo tem diâmetros menores que ele. De acordo com a composição granulométrica do material estudado o valor de $d_{10} = 0,035$ mm, também denominado de diâmetro efetivo no Quadro 4.1. O coeficiente de difusão em meio aquoso foi o de Shackelford e Rowe, 1998. O número de Peclet para cada um desses metais, também se encontra calculado no Quadro 4.13, onde sumarizam-se todos os parâmetros de transportes encontrados no ensaio no cilindro 1. O R_d foi calculado pela equação 2.17.

Quadro 4.13 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 1.

Parâmetros	Descrição	C1	
		Cromo	Níquel
D (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular em solução aquosa	5,94E-10	6,79E-10
K _d (m ³ /kg)	Coeficiente de distribuição	0,5312	0,3582
R _d	Fator de retardamento	2,40	1,94
α _x (m)	Fator de dispersividade	0,00000	0,00000
τ	Fator de tortuosidade	0,0040	0,0030
D _x (m ² /s)	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica	2,38E-12	2,04E-12
Pe	Número de Peclet	1,80E-03	1,58E-03
D* (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular	2,38E-12	2,04E-12

4.6.2.2 Resultados da Coluna 2

Os resultados dos ensaios da coluna 2, se encontram no Quadro 4.14.

Quadro 4.14 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 2.

Ensaio	ρ_d (g/cm ³)	n (%)	K (m/s)	i (m/m)	W_{comp} (%)	V_v (cm ³)
C2	1,39	49,4	3,89E-10	8	31	105,69

N	V_y	t (s)	t (min)	C/C ₀ Cr	C/C ₀ Ni	C/C ₀ Sal	Cond. Elet. (μ S/cm)
1	0,25	432.000	7.200	0,0002	0,0023	0,0016	0,0027
2	0,61	1.209.600	20.160	0,0014	0,0012	0,0052	0,0051
3	1,02	1.900.800	31.680	0,0000	0,0030	0,0067	0,0089
4	1,13	3.024.000	50.400	0,0024	0,0022	0,0094	0,0094
5	1,15	3.801.600	63.360	0,0000	0,3681	0,0090	0,0090
6	1,21	4.320.000	72.000	0,0011	0,0017	0,0087	0,0087
7	1,23	4.752.000	79.200	0,0000	0,0033	0,0079	0,0073

A curva de transporte para a Salinidade pode ser observada na Figura 4.20.

Curva de Transporte

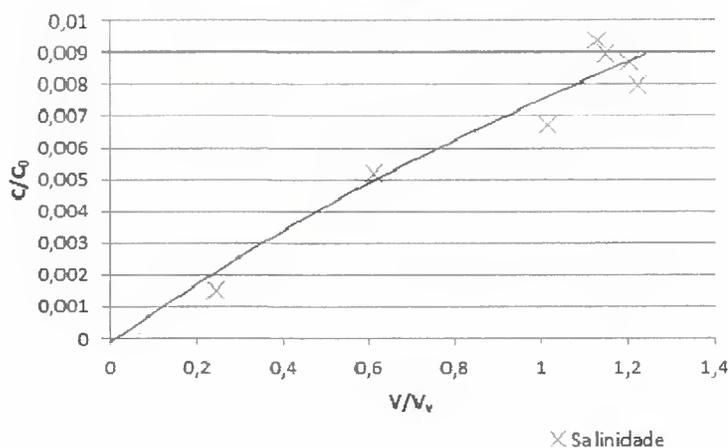


Figura 4.20 – Curva de transporte de contaminantes no ensaio do cilindro 2: Salinidade em função do volume de poros.

A curva de salinidade representa a variação da concentração de ambos os metais somados, ao percolar da solução contaminante ou ainda, ao longo do tempo.

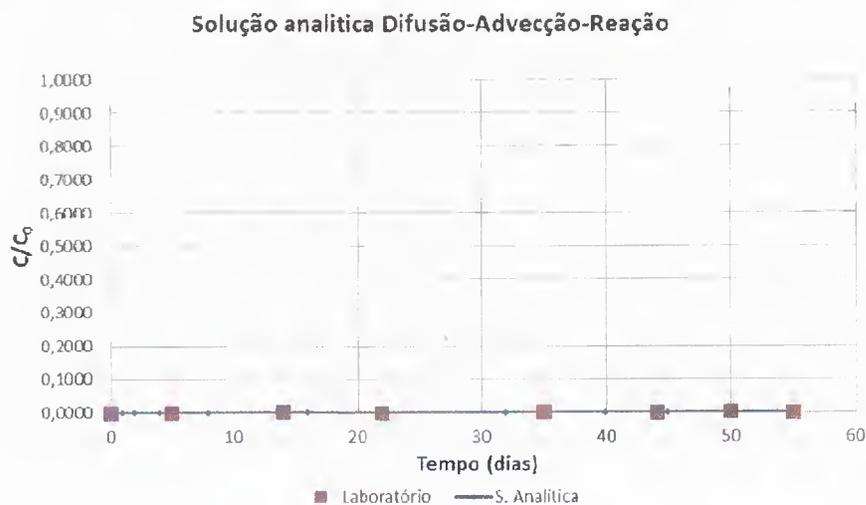
Os fatores de retardamento, R_d , para cada concentração do ensaio, encontram-se no Quadro 4.15.

Quadro 4.15 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 2.

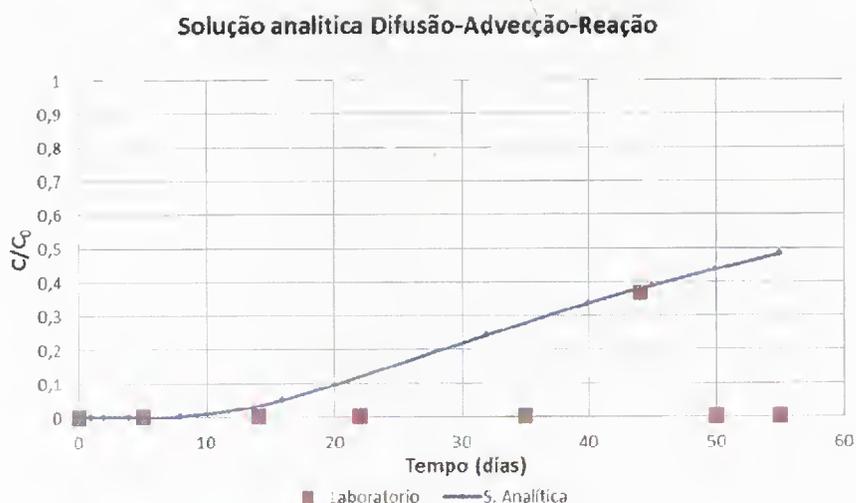
Concentrações				Cromo			Níquel		
C_0 (mg/L) Cr	C_0 (mg/L) Ni	C (mg/L) Cr	C (mg/L) Ni	R_d Linear Cr	R_d Freundlich	R_d Langmuir	R_d Linear Ni	R_d Freundlich	R_d Langmuir
523,0	95,3	0,1	0,22	1,0	3,3	2,1	1,0	2,0	1,0
428,0	167,0	0,6	0,2	1,0	1,7	1,9	1,0	2,1	1,0
420,0	181,0	0,01	0,5	1,0	11,3	2,1	1,0	1,6	1,0
457,0	181,0	1,1	0,4	1,0	1,5	1,7	1,0	1,7	1,0
462,0	163,0	0,01	60	1,0	11,3	2,1	1,0	1,0	1,0
463,0	181,0	0,5	0,3	1,0	1,8	1,9	1,0	1,8	1,0
464,0	180,0	0,01	0,6	1,0	11,3	2,1	1,0	1,5	1,0

Dos valores determinados pelas três formas de cálculo, para ambos os metais, somente o modelo linear foi unitário, assim como também o modelo de Langmuir para o níquel. Altos valores do R_d para o cromo, indicam que o retardo do cromo foi muito maior do que o do níquel, como já era perceptível pelas curvas de transporte apresentadas na Figura 4.18.

Os resultados das curvas do modelo experimental para o ensaio no cilindro 2, se encontram na Figura 4.21. Para a obtenção dos valores dos parâmetros pelo modelo analítico, utilizou-se uma escala menor para se observar o comportamento da curva para pequenos valores de relação C/C_0 . Para fins de apresentação, optou-se por utilizar uma escala única para todos.



(a) Ajuste teórico para o cromo.



(b) Ajuste teórico para o níquel.

Figura 4.21 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 2.

Por fim, os resultados de todos os parâmetros de transporte para o ensaio no cilindro 2, encontram-se no Quadro 4.16. Observa-se que o coeficiente de distribuição para o cromo foi negativo. Fisicamente, este valor é zero, por isso, pode-se dizer que, deste caso, $K_d = 0$. O fator de retardamento tem valor unitário, devido ao K_d ser nulo, de acordo com a equação 2.17.

Quadro 4.16 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 2.

Parâmetros	Descrição	C2	
		Cromo	Níquel
D (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular em solução aquosa	5,94E-10	6,79E-10
K_d (m ³ /kg)	Coeficiente de distribuição	-0,0009	0,0038
R_d	Fator de retardamento	1,00	1,01
α_x (m)	Fator de dispersividade	0,00000	0,00000
τ	Fator de tortuosidade	0,0030	0,2000
D_x (m ² /s)	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica	1,78E-12	1,36E-10
Pe	Número de Peclet	3,71E-04	3,25E-04
D^* (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular	1,78E-12	1,36E-10

4.6.2.3 Resultados da Coluna 3

(Os resultados dos ensaios da coluna 3, se encontram no Quadro 4.17.

Quadro 4.17 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 3.

Ensaio	ρ_d (g/cm ³)	n (%)	K (m/s)	i (m/m)	W _{comp} (%)	V _v (cm ³)
C3	1,38	50	4,89E-10	8	32,6	107,35

N	V _y	t (s)	t (min)	C/C ₀ Cr	C/C ₀ Ni	C/C ₀ Sal	Cond. Elet. (μ S/cm)
1	0,24	432.000	7.200	0,0026	0,0035	0,0023	0,0022
2	0,61	1.209.600	20.160	0,0058	0,0006	0,0001	0,0047
3	1,18	1.900.800	31.680	0,0000	0,0001	0,0036	0,0038
4	1,59	3.024.000	50.400	0,0000	0,0011	0,0052	0,0049
5	1,85	3.801.600	63.360	0,0000	0,0043	0,0049	0,0048
6	2,15	4.320.000	72.000	0,0000	0,0001	0,0031	0,0032
7	2,28	4.752.000	79.200	0,0000	0,0001	0,0039	0,0039

A curva de transporte a Salinidade do ensaio no Cilindro 3 pode ser observada na Figura 4.22.

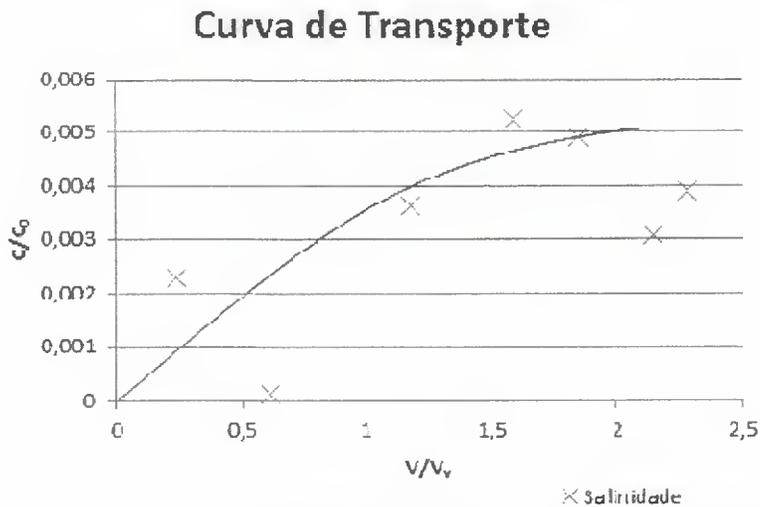


Figura 4.22 – Curva de transporte de contaminantes do ensaio no cilindro 3: Salinidade em função do volume de poros.

Os fatores de retardamento, R_d , para cada concentração do ensaio, encontram-se no Quadro 4.18.

Quadro 4.18 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 3.

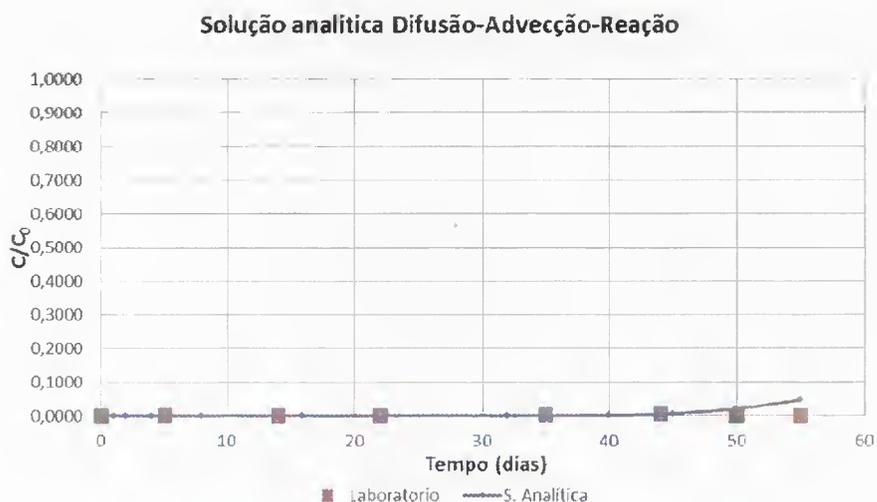
Concentrações				Cromo			Níquel		
C_0 (mg/L) Cr	C_0 (mg/L) Ni	C (mg/L) Cr	C (mg/L) Ni	R_d Linear Cr	R_d Frèundlich	R_d Langmuir	R_d Linear Ni	R_d Frèundlich	R_d Langmuir
523,0	95,3	1,37	0,33	1,0	1,4	1,7	1,0	1,8	1,0
428,0	167,0	2,5	0,1	1,0	1,3	1,5	1,0	2,6	1,0
420,0	181,0	0,01	0,01	1,0	11,1	2,1	1,0	7,4	1,0
457,0	181,0	0,01	0,2	1,0	11,1	2,1	1,0	2,0	1,0
462,0	163,0	0,01	0,7	1,0	11,1	2,1	1,0	1,5	1,0
463,0	181,0	0,01	0,01	1,0	11,1	2,1	1,0	7,4	1,0
464,0	180,0	0,01	0,01	1,0	11,1	2,1	1,0	7,4	1,0

Comparando-se os valores dos coeficientes de retardo de Freundlich para o cromo e o níquel, percebe-se que, mais uma vez, o retardo do cromo foi muito maior do que o retardo do níquel. Isto significa que o cromo tem muito mais dificuldade de ser transportado do que o níquel.

Os resultados das curvas do modelo experimental para o ensaio no cilindro 2, se encontram na Figura 4.23.



(a) Ajuste teórico para o cromo.



(b) Ajuste teórico para o níquel.

Figura 4.23 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 3.

Por fim, os resultados de todos os parâmetros de transporte para o ensaio no cilindro 3, encontram-se apresentados no Quadro 4.19. Observa-se que o coeficiente de distribuição para o níquel, foi negativo, logo, como já explicado anteriormente, significa que o $K_d = 0$. Optou-se por utilizar o fator de retardamento que mais se ajustasse ao modelo. Esses valores de fator de retardamento foram obtidos pelo ensaio de sorção. A diferença entre um valor de outro está no modelo escolhido para calcular. Os valores destes coeficientes de distribuição são os que foram apresentados no Quadro 4.10.

Quadro 4.19 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 3.

Parâmetros	Descrição	C3	
		Cromo	Níquel
D_l (m^2/s)	Coeficiente de difusão molecular em solução aquosa	5,94E-10	6,79E-10
K_{d} (m^3/kg)	Coeficiente de distribuição	0,0038	-0,0009
R_{d}	Fator de retardamento	1,01	1,00
α_{xx} (m)	Fator de dispersividade	0,00350	0,00000
τ	Fator de tortuosidade	0,1000	0,0130
D_{lx} (m^2/s)	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica	8,12E-11	8,83E-12
Pe	Número de Peclet	3,67E-04	3,21E-04
D^* (m^2/s)	Coeficiente de difusão molecular	8,12E-11	8,83E-12

4.6.2.4 Resultados da Coluna 4

Os resultados dos ensaios no cilindro 4, se encontram no Quadro 4.20.

Quadro 4.20 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 4.

Ensaio	ρ_d (g/cm ³)	n (%)	K (m/s)	i (m/m)	W_{comp} (%)	V_v (cm ³)
C4	1,42	48,4	5,01E-10	10	30,5	103,22

N	V_v	t (s)	t (min)	C/C ₀ Cr	C/C ₀ Ni	C/C ₀ Sal	Cond. Elet. (μ S/cm)
1	0,33	432.000	7.200	0,0000	0,0001	0,0030	0,0030
2	0,93	1.209.600	20.160	0,0093	0,0012	0,0123	0,0092
3	1,66	1.900.800	31.680	0,0029	0,0001	0,0046	0,0046
4	2,24	3.024.000	50.400	0,0002	0,0039	0,0049	0,0049
5	2,52	3.801.600	63.360	0,0000	0,0001	0,0029	0,0030
6	2,68	4.320.000	72.000	0,0032	0,0001	0,0021	0,0020
7	2,75	4.752.000	79.200	0,0000	0,0006	0,0023	0,0019

A curva de transporte para a Salinidade está plotada na Figura 4.24.

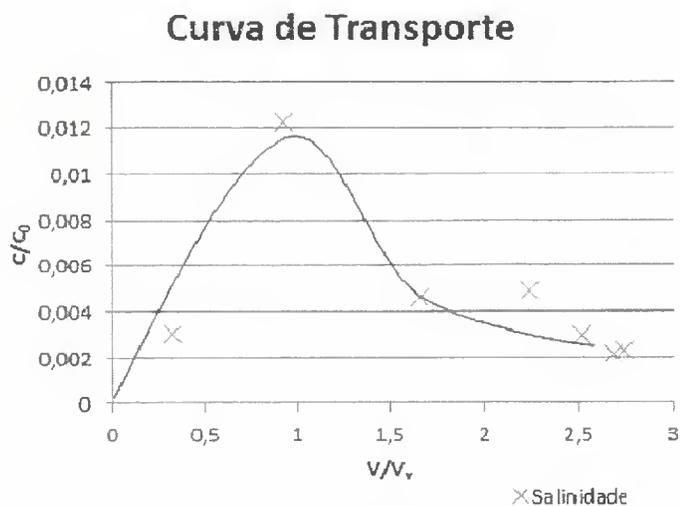


Figura 4.24 – Curva de transporte de contaminantes do ensaio do cilindro 4: Salinidade em função do volume de poros.

A forma da curva de transporte indica um decaimento na razão C/C_0 . Percebe-se que o ensaio não chegou ao esperado $C/C_0=1$, pelo contrário, ficou bastante longe desse valor. Por isso optou-se por parar o ensaio devido ao extenso tempo em que demandaria caso fosse chegar à razão $C/C_0=1$.

Os fatores de retardamento, R_d , para cada concentração do ensaio, encontram-se no Quadro 4.21.

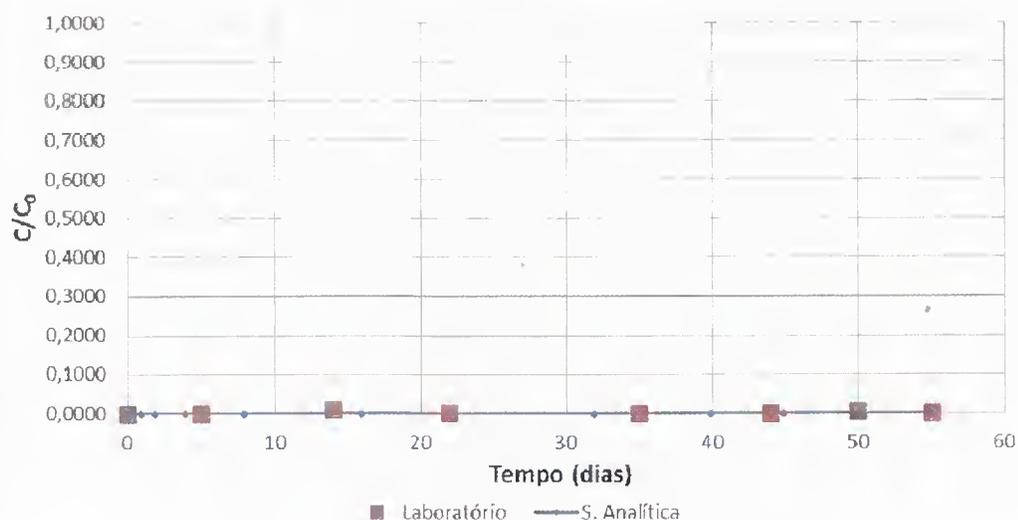
Quadro 4.21 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 4.

Concentrações				Cromo			Níquel		
C_0 (mg/L) Cr	C_0 (mg/L) Ni	C (mg/L) Cr	C (mg/L) Ni	R_d Linear Cr	R_d Freundlich	R_d Langmuir	R_d Linear Ni	R_d Freundlich	R_d Langmuir
523,0	95,3	0,01	0,01	1,0	11,7	2,2	1,0	7,8	1,0
428,0	167,0	4	0,2	1,0	1,2	1,3	1,0	2,1	1,0
420,0	181,0	1,2	0,01	1,0	1,5	1,7	1,0	7,8	1,0
457,0	181,0	0,1	0,7	1,0	3,4	2,1	1,0	1,5	1,0
462,0	163,0	0,01	0,01	1,0	11,7	2,2	1,0	7,8	1,0
463,0	181,0	1,5	0,01	1,0	1,4	1,7	1,0	7,8	1,0
464,0	180,0	0,01	0,01	1,0	11,7	2,2	1,0	7,8	1,0

Os valores dos fatores de retardamento, novamente são unitários para o modelo linear além do modelo de Langmuir para o níquel. Os valores da ordem de 8 para o níquel e 12 para o cromo. para o modelo de Freundlich, demonstram pela diferença, que o cromo demora mais tempo para ser transportado do que o níquel, nas mesmas condições.

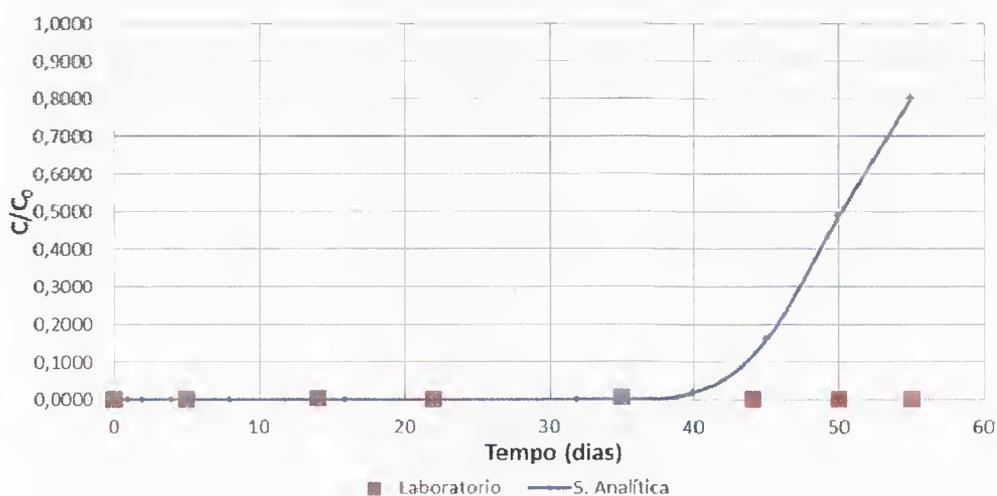
Os resultados das curvas do modelo experimental para o ensaio no cilindro 4, se encontram Na Figura 4.25.

Solução analítica Difusão-Advecção-Reação



(a) Ajuste teórico para o cromo.

Solução analítica Difusão-Advecção-Reação



(b) Ajuste teórico para o níquel.

Figura 4.25 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 4.

Por fim, os resultados de todos os parâmetros de transporte para o ensaio no cilindro 4, encontram-se no Quadro 4.22.

Quadro 4.22 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 4.

Parâmetros	Descrição	C4	
		Cromo	Níquel
D (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular em solução aquosa	5,94E-10	6,79E-10
K_d (m ³ /kg)	Coeficiente de distribuição	0,0038	-0,0009
R_d	Fator de retardamento	1,01	1,00
α_x (m)	Fator de dispersividade	0,00006	0,00010
τ	Fator de tortuosidade	0,0000	0,0026
D_x (m ² /s)	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica	6,21E-13	2,80E-12
Pe	Número de Peclet	6,10E-04	5,34E-04
D^* (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular	6,21E-13	2,80E-12

4.6.2.5 Resultados da Coluna 5

Finalmente os resultados do quinto e último ensaio realizado foi no Cilindro 5, cujas leituras se encontram no Quadro 4.23.

Quadro 4.23 – Resultados do ensaio em coluna no cilindro 5.

Ensaio	ρ_d (g/cm ³)	n (%)	K (m/s)	i (m/m)	W _{comp} (%)	V _v (cm ³)
C5	1,43	48,1	2,89E-10	5	31	100,73

N	V _y	t (s)	t (min)	C/C ₀ Cr	C/C ₀ Ni
1	0,11	432.000	7.200	0,0000	0,0001
2	0,19	1.209.600	20.160	0,0028	0,0012
3	0,55	1.900.800	31.680	0,0010	0,0006
4	0,65	3.024.000	50.400	0,0000	0,0011
5	0,67	3.801.600	63.360	0,0000	0,0061
6	0,86	4.320.000	72.000	0,0017	0,0006
7	0,90	4.752.000	79.200	0,0004	0,0006

Não foi possível medir a salinidade, devido à pouca quantidade de volume percolado por esta amostra. A velocidade de percolação deste ensaio era extremamente baixa, logo, o efluente coletado não era suficiente para fazer todas as leituras necessárias.

Sem dúvida, os resultados do ensaio no Cilindro 5, são os menos satisfatórios. Provavelmente, devido à baixa permeabilidade, que diminuiu drasticamente a velocidade do ensaio com relação aos demais cilindros.

Os fatores de retardamento, R_d , para cada concentração do ensaio, encontram-se no Quadro 4.24.

Quadro 4.24 – Fator de retardamento para o ensaio no cilindro 5.

Concentrações				Cromo			Níquel		
C ₀ (mg/L) Cr	C ₀ (mg/L) Ni	C (mg/L) Cr	C (mg/L) Ni	R _d Linear Cr	R _d Freundlich	R _d Langmuir	R _d Linear Ni	R _d Freundlich	R _d Langmuir
523,0	95,3	0,01	0,01	1,0	11,8	2,2	1,0	7,9	1,0
428,0	167,0	1,2	0,2	1,0	1,5	1,7	1,0	2,1	1,0
420,0	181,0	0,4	0,1	1,0	2,0	2,0	1,0	2,7	1,0
457,0	181,0	0,01	0,2	1,0	11,8	2,2	1,0	2,1	1,0
462,0	163,0	0,01	1	1,0	11,8	2,2	1,0	1,4	1,0
463,0	181,0	0,8	0,1	1,0	1,7	1,9	1,0	2,7	1,0
464,0	180,0	0,2	0,1	1,0	2,6	2,1	1,0	2,7	1,0

Os resultados das curvas do modelo experimental para o ensaio no cilindro 5, se encontram Na Figura 4.26.

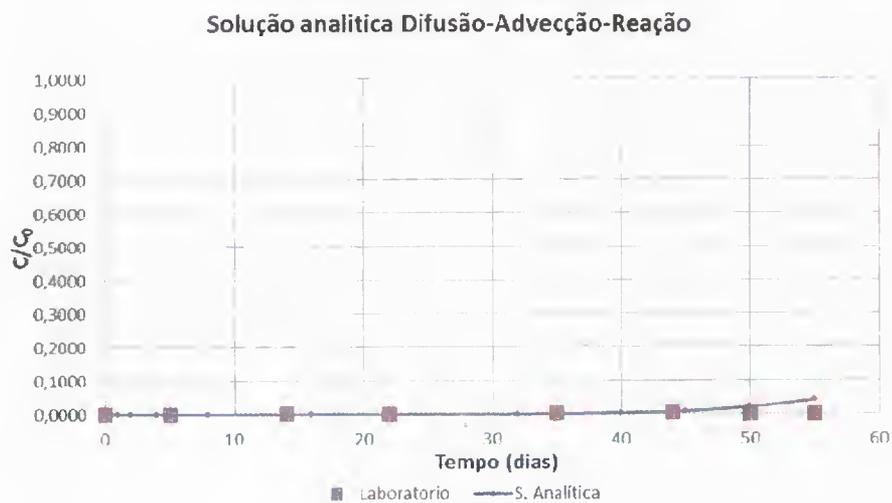
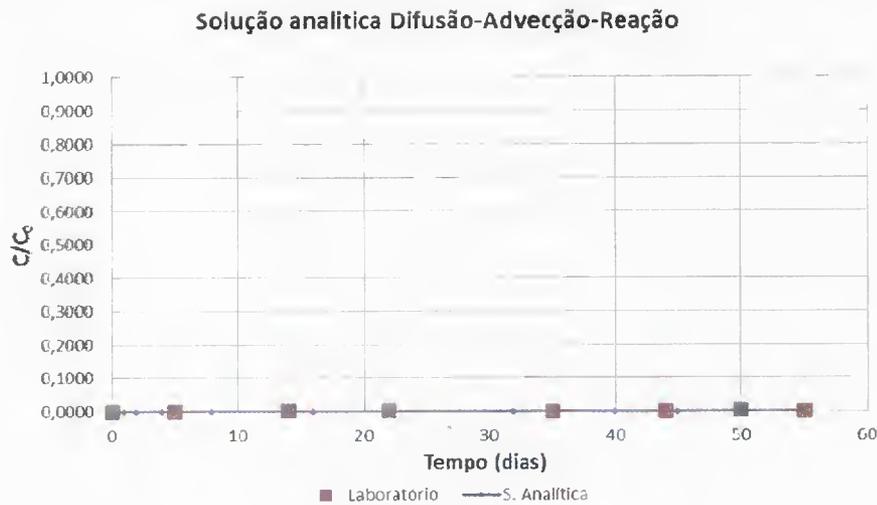


Figura 4.26 – Ajuste teórico para os dados do experimento no Cilindro 5.

Por fim, os resultados de todos os parâmetros de transporte para o ensaio no cilindro 5, encontram-se plotados no Quadro 4.25.

Quadro 4.25 – Valores dos parâmetros de transporte para o ensaio no Cilindro 5.

Parâmetros	Descrição	C5	
		Cromo	Níquel
D (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular em solução aquosa	5,94E-10	6,79E-10
K_d (m ³ /kg)	Coeficiente de distribuição	0,0038	-0,0009
R_d	Fator de retardamento	1,01	1,00
α_x (m)	Fator de dispersividade	0,00006	0,00100
τ	Fator de tortuosidade	0,0000	0,0100
D_x (m ² /s)	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica	3,30E-13	1,23E-11
Pe	Número de Peclet	3,24E-04	2,83E-04
D^* (m ² /s)	Coeficiente de difusão molecular	3,30E-13	1,23E-11

4.6.3 - DETERMINAÇÕES REALIZADAS NOS CORPOS DE PROVA APÓS O ENSAIO EM COLUNA

Como foi descrito no Capítulo 4, de metodologia, após a finalização do ensaio os corpos de prova foram fatiados em 3 partes e cada uma delas analisada para determinação da concentração de metais no líquido intersticial.

Ressalta-se que o fluxo é ascendente, isto é o valor de H zero “0” corresponde à entrada de contaminantes. Outro fator importante a ser ressaltado é o tipo de extração utilizada nas amostras de solo, conforme o item 2.12, a solução utilizada no laboratório para se fazer a extração foi água-régia.

A Figura 4.27 mostra a como foi a variação da umidade ao longo do eixo vertical do corpo de prova logo após o término do ensaio em coluna. Observa-se que de forma geral, a umidade é quase uniforme ao longo da altura do corpo de prova. Ela sofre variações da ordem 5% no pior caso, que é o no cilindro 2 (denominado C2 na Figura 4.27) e em torno de 1% de variação da umidade, ocorre no cilindro 3 (C3). O ensaio no cilindro 1 (C1) apresentou a maior umidade, por ser saturado mais facilmente que os demais, já que este possui a maior porosidade dentre todos os ensaios.

Três dos cinco corpos de prova atingiram 100% de saturação, sendo o valor mais baixo de 83% apenas no cilindro 5. De acordo com as demais umidades, a maioria dos corpos de prova estava com mais de 90% de saturação após o término do ensaio em coluna. Esses dados de saturação podem ser observados na Figura 4.28. Outro fato a se observar é que apenas no cilindro 3 (C3) ocorreu diminuição da umidade com o aumento da altura da amostra.

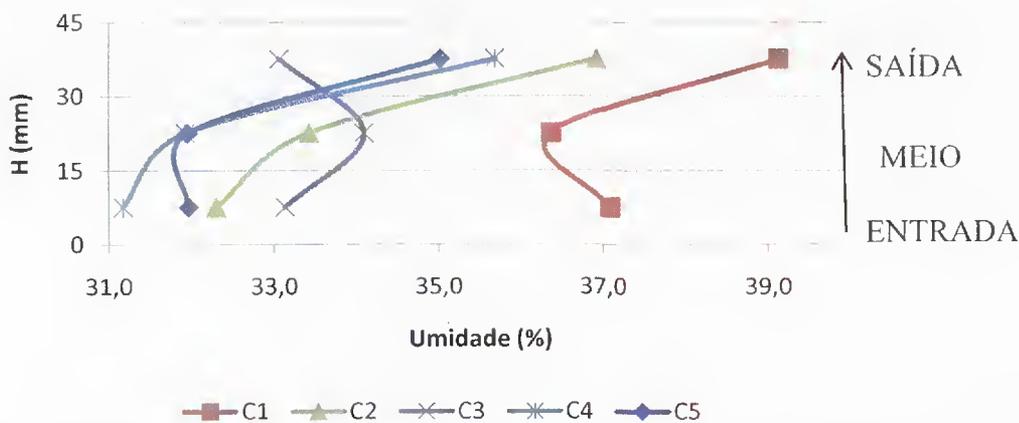


Figura 4.27 - Variação de umidade ao longo do eixo vertical do corpo de prova após ensaio em coluna.

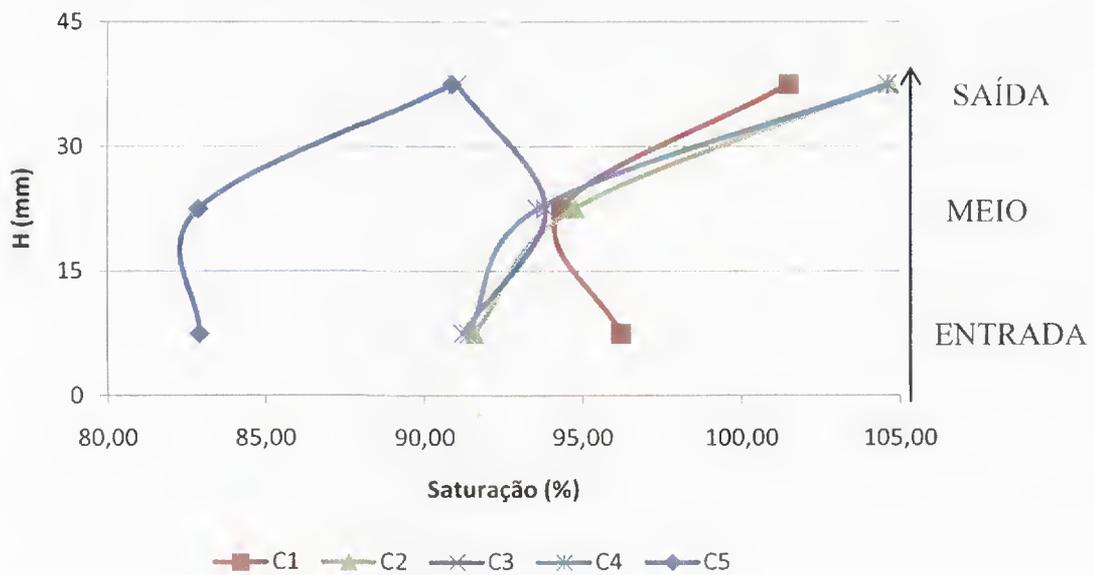


Figura 4.28 - Variação de saturação ao longo do eixo vertical do corpo de prova após ensaio em coluna.

Quanto à concentração de cromo, observa-se na Figura 4.28 que o comportamento do ensaio no cilindro C1 é o único que difere dos demais. A faixa de concentração de todas as amostras é de aproximadamente 150 mg/L a 180 mg/L enquanto a faixa de concentração na amostra do cilindro 1 (C1) é de 200 mg/L a 360 mg/L.

Isto pode estar relacionado com a velocidade de percolação que no cilindro 1 foi aproximadamente 4 vezes maior do que a média das demais velocidades. Com a velocidade bem maior do que as outras, o transporte de contaminantes também foi maior, e consequentemente a sorção nas superfícies dos grãos maior do que nos demais ensaios.

O mesmo fenômeno acontece com o níquel. A faixa de concentração desse metal é bem maior no cilindro 1 (C1). Além disso, em todos os ensaios, com exceção do C1, a concentração de níquel diminui ao longo da altura do corpo de prova, isto é, no sentido em que o contaminante percolou. Esse comportamento pode ser observado na Figura 4.30.

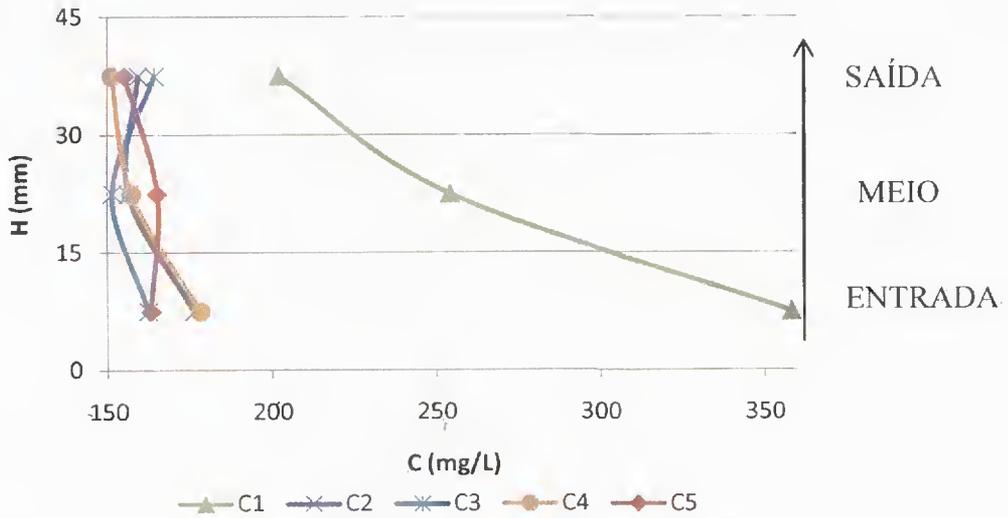


Figura 4.29 - Distribuição da concentração de cromo no corpo de prova após ensaio em coluna.

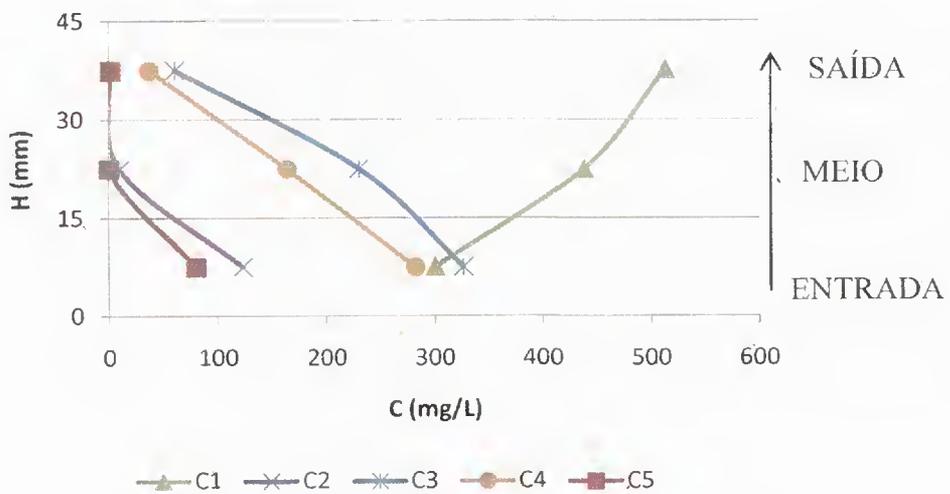


Figura 4.30 - Distribuição da concentração de níquel no corpo de prova após ensaio em coluna.

Analisando-se o comportamento de ambos os metais no ensaio no cilindro 1 (C1) percebe-se que com o aumento da concentração de níquel ao longo da altura do corpo de prova, ocorre também a diminuição da concentração do cromo, gradativamente com a altura, conforme mostra a Figura 4.31. Como observou-se a competição dos íons Cr^{3+} e Ni^{2+} no ensaio de sorção, sabe-se que quando dispostos juntos, a competição entre os dois metais faz com que a adsorção do metal com maior valência (no caso o cromo) seja maior. Logo, o comportamento observado nos gráficos das Figuras 4.29 e 4.30, está coerente e levanta uma hipótese. O cromo é adsorvido mais rapidamente assim que entra em contato com o solo. Como os íons de cromo ficam mais escassos que os de níquel, estes últimos começam a ser mais adsorvidos nas camadas superiores.

Salienta-se que isto não ocorre com os demais cilindros onde a concentração de Ni absorvido diminui nas camadas superiores apesar de se ter baixos valores de cromo (<180 mg/L) comparativamente aos que ocorrem na coluna 1 (> 200mg/L). A coluna 1 foi a única que se conseguiu um maior volume de percolação (10,5 volumes de poros, V_y) enquanto nas demais colunas não percolou mais de $3V_y$ (colunas 3 a 4) e chegando a valores em torno de $1V_y$ nas coluna 2 e 5.

O que pode justificar esse comportamento é que na coluna 1, pelo fato de ter ocorrido maior percolação, houve maior disponibilidade dos metais para a sorção como um todo. No entanto, para as demais colunas o volume percolado não foi suficiente para transportar quantidades, tanto do Ni como do Cr, para permitir a sorção nas camadas superiores.

Observa-se que, para as colunas 3 e 4, a quantidade de Ni é muito próxima da coluna 1 para a camada próxima a entrada (inferior) e que para os cilindros 2 e 5, a concentração já é bem menor para essa mesma camada. Isto é compatível com os volumes percolados (em torno de 2 ou $3V_y$ para os cilindros 3 e 4 e em torno de 1 para os cilindros 2 e 5).

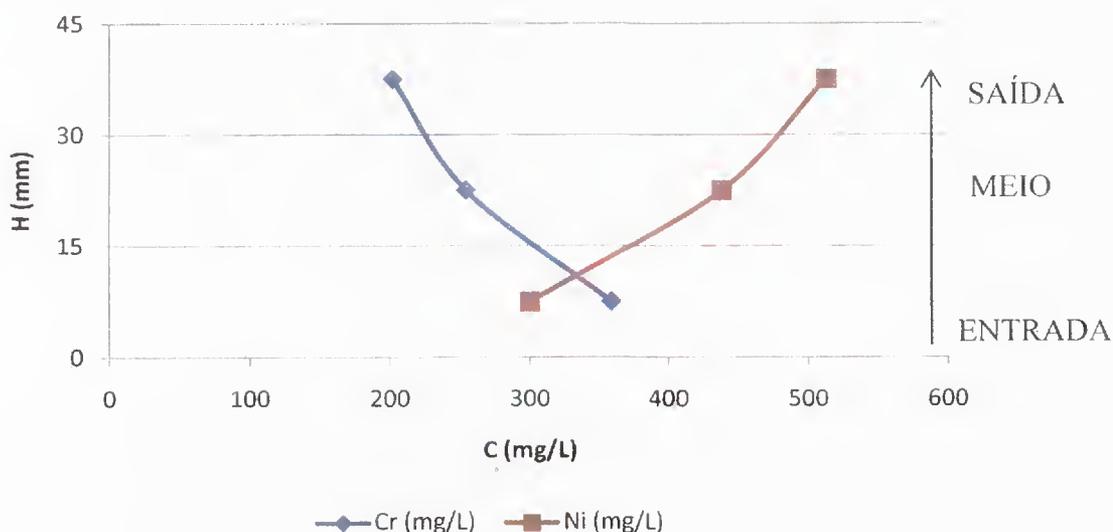


Figura 4.31 - Distribuição da concentração de metais no corpo de prova após ensaio em coluna C1.

5. CONCLUSÕES

Nesta seção, serão apresentadas algumas discussões e as conclusões de cada parte da pesquisa, assim como também, conclusões gerais. Com os parâmetros resultantes dos ensaios geo-ambientais projetou-se uma barreira de solo compactado com a finalidade de se obter um exemplo de aplicação. Ao final, são feitas sugestões para pesquisas futuras.

5.1 - CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL ESTUDADO

O material utilizado nesta pesquisa foi uma argila arenosa, retirada a 2 metros aproximadamente de profundidade no setor Noroeste, Brasília, DF. A região do Distrito Federal é conhecida por abranger uma área com solos lateríticos, porosos, característicos de solos tropicais.

Como o objetivo principal desse trabalho era verificar os parâmetros de transporte deste solo, com a finalidade de se utilizar em uma barreira argilosa, os ensaios realizados permitiram que fosse verificado o comportamento deste solo tropical. O alto nível de agregação foi comprovado pela mineralogia, que identificou a presença de argilominerais comumente encontrado nestes solos como a kaolinita a gibsita e a ilita. Relembrando que solo propriamente dito pode ser composto apenas por minerais primários (solos muito jovens pouco alterados), minerais primários e argilominerais (solos com certo grau de intemperização), argilominerais (solos intemperizados) e argilominerais com fração importante de óxidos e hidróxidos de ferro e/ou alumínio (solos profundamente intemperizados). Os testes de laboratório também comprovam tratar-se de um solo altamente intemperizado, comparando-se os ensaios do solo seco ao ar e seco na estufa, ao qual demonstrou a presença de concreções lateríticas.

Outra característica importante deste material é a difícil desagregação, quando submetido à submersão, conforme foi visto na seção 4.1.3, na qual se observou o tempo de desintegração das esferas secas ao ar e submetidas à molhagem.

A curva característica, ou se sucção, comprova a existência de macro e micro poros, o que pode contribuir para a retenção de contaminantes.

Foi comprovado que o solo em estudo é um bom material para servir de barreira de contaminantes. Essa argila arenosa quando compactada, apresenta boa capacidade de suporte para um *liner*. Mas não para ser usada como base ou sub-base na pavimentação rodoviária, como demonstrou a classificação HRB. Com a classificação MCT foi possível determinar propriedades importantes do solo, como baixa expansão e contração, boa capacidade de suporte e permeabilidade e plasticidade média a baixa. Do ponto de vista geoambiental, a capacidade de retenção de contaminantes deste material será comentada nos seções que se seguem

5.2 - ENSAIOS DE EQUILÍBRIO EM LOTE

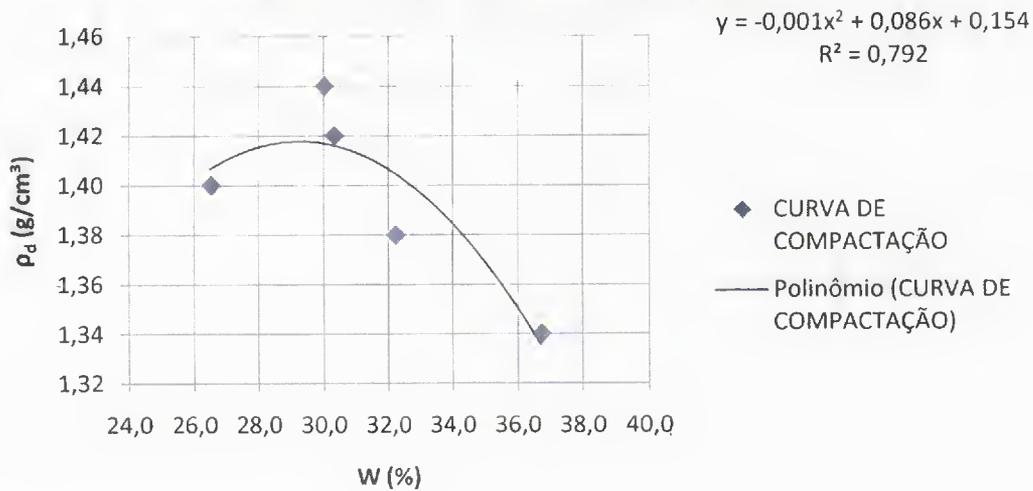
A forma como foi realizado o ensaio de equilíbrio em lote, foi premeditada com a finalidade de se observar a competição dos íons do Cr^{3+} e Ni^{2+} . Observando-se o desempenho desses íons separadamente e simultaneamente em contato com o solo, constata-se facilmente a mudança de comportamento. Quando dispostos na mesma solução os íons de cromo e níquel, os íons do cromo apresentam maior adsorção do que quando sozinho na solução.

A sorção, no entanto, pode ser considerada baixa, o que levou o coeficiente de distribuição K_d próximo de zero e o fator de retardamento R_d próximo à unidade, maioria dos casos, como comentado na próxima seção.

5.3 - ENSAIO SEM COLUNA

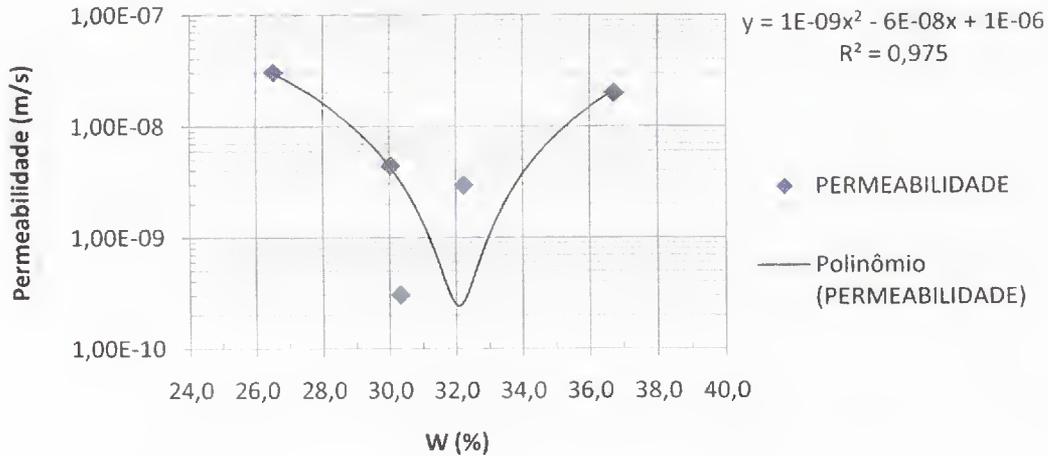
Com os dados do ensaio da permeabilidade, realizado previamente para se determinar as umidades de compactação do ensaio em coluna, plotou-se os gráficos apresentados na Figura 5.1. Observa-se o comportamento já esperado, de que a permeabilidade pode ser menor no ramo úmido da curva de compactação do que mesmo na umidade ótima.

CURVA DE COMPACTAÇÃO



(a) Curva de compactação

PERMEABILIDADE



(a) Curva de permeabilidade

Figura 5.1 - Relação da umidade, massa específica seca e permeabilidade.

O objetivo era comparar os parâmetros de transporte de contaminantes para cada situação imposta, como diferentes gradientes e diferentes porosidades da amostra. O Quadro 5.1 resume esses parâmetros, comparando as condições de contorno de cada amostra.

Claramente, o ensaio no cilindro 1, possui a maior permeabilidade por conter o maior número de vazios. A massa específica seca desta amostra foi a menor dentre todas e isto se deve ao fato da umidade de compactação ser a menor dentre elas. Constata-se também, que as amostras compactadas com maior umidade, possuem menor permeabilidade, conforme Lambe

et al. (1969) ilustra na Figura 2.6, na qual há uma umidade com menor permeabilidade do que a umidade ótima de compactação. Percebe-se que o gradiente não foi tão influente na permeabilidade, como já era esperado. Isto é, o comportamento da condutividade hidráulica em uma camada argilosa, compactada, “saturada”, é sensível ao índice de vazios e, por consequência, à energia de compactação, que podem promover alterações significativas na estrutura do material.

Quadro 5.1 – Resumo dos parâmetros de todos os ensaios.

Parâmetros	C1		C2		C3		C4		C5	
	Cromo	Níquel								
D (m ² /s)	5,94E-10	6,79E-10								
K _d (m ³ /kg)	0,5312	0,3582	-0,0009	0,0038	0,0038	-0,0009	0,0038	-0,0009	0,0038	-0,0009
R _d	2,40	1,94	1,00	1,01	1,01	1,00	1,01	1,00	1,01	1,00
α _y (m)	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00350	0,00000	0,00006	0,00010	0,00006	0,00100
τ	0,0040	0,0030	0,0030	0,2000	0,1000	0,0130	0,0000	0,0026	0,0000	0,0100
D _y (m ² /s)	2,38E-12	2,04E-12	1,78E-12	1,36E-10	8,12E-11	8,83E-12	6,21E-13	2,80E-12	3,30E-13	1,23E-11
Pe	1,80E-03	1,58E-03	3,71E-04	3,25E-04	3,67E-04	3,21E-04	6,10E-04	5,34E-04	3,24E-04	2,83E-04
D* (m ² /s)	2,38E-12	2,04E-12	1,78E-12	1,36E-10	5,94E-11	8,83E-12	0,00E+00	1,77E-12	0,00E+00	6,79E-12
Condições										
ρ _d (g/cm ³)	1,34		1,39		1,38		1,42		1,43	
GC (%)	96,8		98,1		99,7		99,9		100	
n (%)	51		49,4		50		48,4		48,1	
V _v (cm ³)	113,12		105,69		107,35		103,22		100,73	
K _y (m/s)	3,12E-09		3,89E-09		4,89E-10		5,01E-10		2,89E-10	
i	5		8		8		10		5	
V _y (m/s)	3,06E-08		6,30E-09		6,22E-09		1,04E-08		5,50E-09	
W _{comp} (%)	32,5		31		32,6		30,5		30,8	

O material utilizado como filtro foi um geotêxtil não tecido, de forma a não ter-se interferência na velocidade de advecção.

O ensaio em coluna foi executado com gradientes hidráulico muito altos, se comparado ao que uma barreira de solo argiloso é comumente submetida. Supondo-se uma situação comum como uma barreira com 0,60 m, e uma lâmina de lixiviado (exagerada) de 0,90 m, o gradiente hidráulico nesse caso, é de 2,5. Os gradientes utilizados nesta pesquisa foram de 5, 8 e 10. Estes gradientes foram escolhidos para refletir uma situação a favor da segurança, como no caso de entupimento do sistema de drenagem de lixiviados, bem como aumentar a velocidade do experimento porque a argila compactada apresenta uma permeabilidade bastante baixa, o que poderia causar dificuldade no acompanhamento da variação da concentração de soluto no efluente com a evolução do ensaio.

No único ensaio em que a concentração do efluente se igualou à concentração do afluente (Cilindro 1) ocorreu após a percolação de 10 volumes de vazios. Este fato já era esperado, haja visto que o solo estudado é uma argila que em linhas gerais pode ser considerada reativa.

Observa-se no Quadro 5.1 que há alguns valores negativos de K_d , fisicamente, isto representa que $K_d=0$, logo $R_d=1$ quando se utiliza a isoterma linear (Equação 2.17). Retroanalizando-se as curvas experimentais de todos os ensaios, os fatores de retardamento (R_d) encontrados foram unitários pelo método linear para ambos os metais. Para a maioria dos casos, o modelo de Langmuir também apresentou $R_d=1$ para o níquel e valores da ordem de $R_d=2$ para o cromo. Somente com o modelo de Freundlich, o R_d apresentou valores bastante altos, indicando a ocorrência maior de retardo para o cromo (R_d da ordem de 11) do que para o níquel (R_d variando de 2 a 7). A explicação para esse fenômeno pode ser pelo fato do cromo por ser trivalente e por isso ser mais reativo do que o níquel, que é bivalente. Logo, os sítios ficam saturados mais depressa com o cromo, então como o níquel que deveria ser adsorvido pela superfície do grão não o é e assim é identificado em maior concentração na saída. Ou então, a mobilidade do cromo, é realmente reduzida com relação ao níquel quando presentes em uma mesma solução. Daí ressalta-se a importância em se avaliar a mobilidade dos metais em barreiras reativas de solos compactados. Mesmo que as barreiras tenham baixos valores de condutividade hidráulica, a grande mobilidade dos metais podem fazer com que esse cátion atinja camadas de solo posicionadas abaixo da cota de compactação, podendo causar contaminação do próprio solo e das águas subterrâneas.

Os valores do fator de tortuosidade estão em uma faixa de $0 \leq \tau \leq 0,2$ diferente da faixa de valores que Shackelford (2000) encontrou de $0,2 \leq \tau \leq 0,4$ para solos argilosos compactados.

Os valores encontrados para Pe (número de Peclet) indicam que o avanço dos contaminantes não foi influenciado significativamente pela advecção e sim pela dispersão hidrodinâmica, pois $Pe \ll 1$. Esse fenômeno também já era esperado, pois a permeabilidade é extremamente baixa e conseqüentemente, a velocidade do fluxo também, permitindo que a difusão domine o fenômeno de transporte, ocorrendo maior espalhamento do contaminante pela massa porosa.

Como o objetivo da pesquisa era estudar barreiras de argila compactada, a amostra ensaiada estava compactada e com baixa permeabilidade. Isto demandou demasiado tempo (55 dias) para a realização do ensaio. O ensaio teve de ser interrompido, devido ao avançado tempo da pesquisa, e também porque, para que chegue ao $C/C_0 = 1$, ainda iriam mais alguns meses.

De maneira geral, o modelo de Freundlich se adequou melhor aos dados experimentais. Através deste modelo, pode-se concluir que o retardo do Ni^{+2} foi maior do que no Cr^{+3} .

Com os dados dos ensaios em coluna, pode-se fazer algumas correlações com a massa específica seca, a permeabilidade, a porosidade e a umidade de compactação.

A Figura 5.2 mostra como se dá a relação da permeabilidade com a massa específica seca. Percebe-se que este foi o mais importante parâmetro que comandou o comportamento da permeabilidade durante o ensaio. Observando-se a Figura 5.3, se percebe que a relação entre a permeabilidade e a porosidade é direta. É perceptível que a permeabilidade aumenta com o aumento da porosidade.

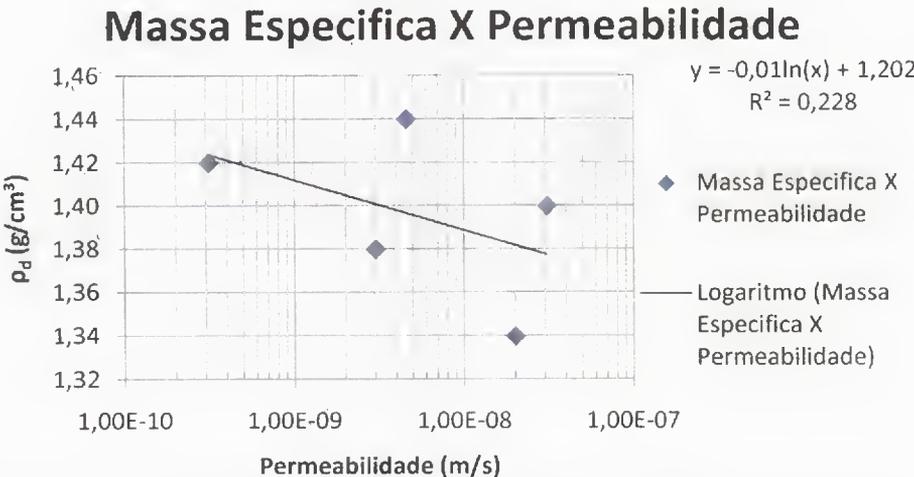


Figura 5.2 - Relação entre permeabilidade e massa específica aparente seca, do ensaio em coluna.

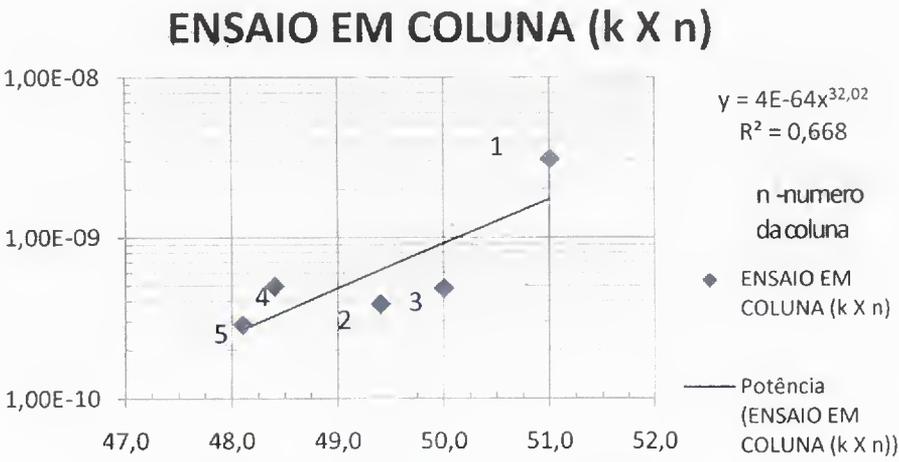


Figura 5.3 - Relação entre permeabilidade e porosidade, do ensaio em coluna.

A Figura 5.4 mostra a relação massa específica seca x umidade de compactação. A relação é linear, pois não se trata de uma curva de compactação, na qual as umidades variam uniformemente, o que não era o objetivo deste. Pôde-se estabelecer uma equação linear com bom ajuste para os dados deste ensaio.

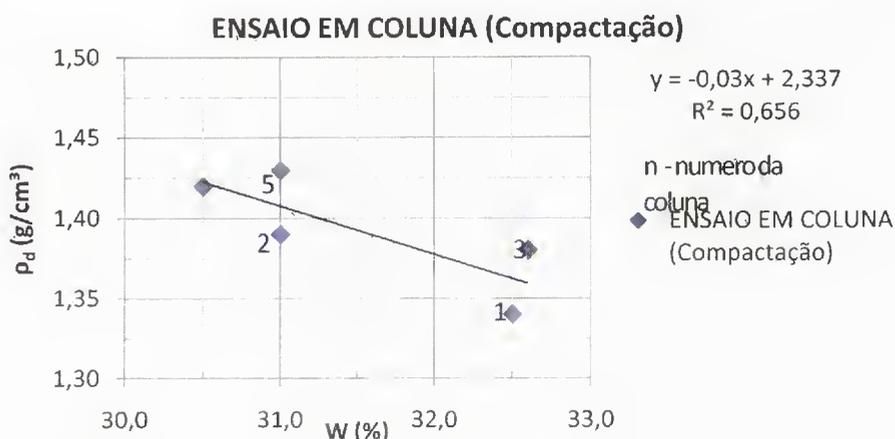


Figura 5.4 - Relação entre umidade de compactação e massa específica aparente seca, do ensaio em coluna.

5.4 - DIMENSIONAMENTO DE LINER

Tomando-se os dados do ensaio no cilindro 3, para o cromo, dimensionou-se uma barreira de solo argiloso (solo utilizado nesta pesquisa). A solução adotada foi a analítica de Ogata, e os gráficos podem ser observados na Figura 5.5 e Figura 5.6. Adotou-se os parâmetros do ensaio no cilindro 3, pelo coeficiente de dispersividade ter sido o maior de todos, ou melhor, os gráficos utilizados no dimensionamento são mais facilmente visíveis.

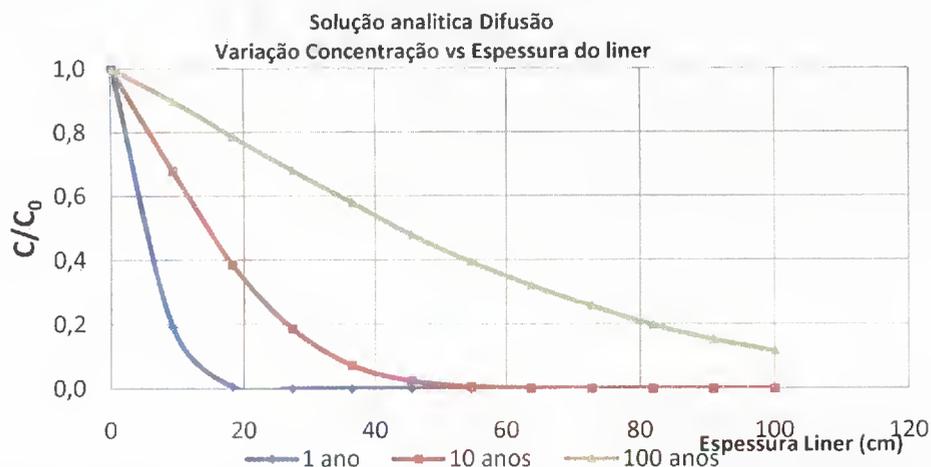


Figura 5.5 - Gráfico auxiliar no dimensionamento do *liner*: variação da concentração x espessura.

Solução analítica Difusão
Varição Concentração vs Tempo

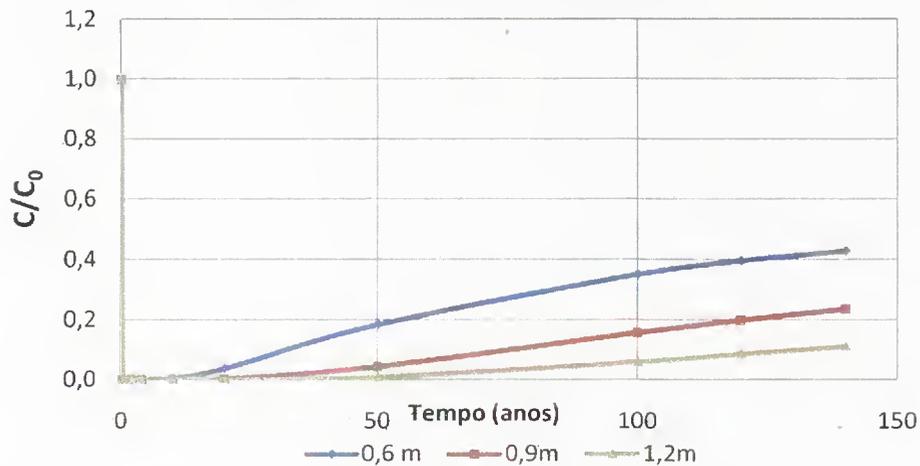


Figura 5.6 - Gráfico auxiliar no dimensionamento do *liner*: variação da concentração x tempo.

O gráfico apresentado na Figura 5.5 mostra as séries de anos para o transporte do cromo de acordo com as espessuras. Observando a Figura 5.5, percebe-se que, ao se projetar uma barreira para 100 anos, com o material desta pesquisa, com as condições descritas abaixo, com 60 cm de espessura, em 100 anos, apenas 35% da concentração inicial do contaminante terá atravessado por completo a barreira. Com o gráfico da Figura 5.6 pode-se arbitrar uma espessura de solo compactado, pela estimativa de tempo ao qual se quer dimensionar o aterro sanitário. A escolha foi um *liner* de 60 cm que levaria mais de 140 anos para que a concentração após percolar por toda a barreira seja igual à concentração inicial do lixiviado, se levar-se em consideração somente o cromo. Os parâmetros inseridos para dimensionar a barreira foram:

Velocidade de percolação: $3,89 \times 10^{-10}$ m/s

Porosidade: 51%

Coefficiente de Difusão Molecular: $5,94 \times 10^{-11}$

Coefficiente de Dispersividade: 0,0035 m

Gradiente hidráulico: 1,5

Os demais parâmetros foram todos calculados à partir destes.

5.5 - SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Quando se tratar do estudo do transporte de contaminantes e análise do potencial de contaminação de áreas de disposição de resíduos, é importante se determinar os processos pelos quais os contaminantes são transportados pelos solos, isto é, as várias interações que acontecem entre o solo e os contaminantes. Para isso sugerem-se os seguintes tópicos como continuidade ao que foi desenvolvido nesta pesquisa:

1. Em relação ao ensaio de sorção, sugere-se realizar o ensaio de sorção com mais pontos (mais concentrações iniciais) e também com variados proporções de massa de solo/solução. Nesta pesquisa, utilizou-se somente 5 concentrações de contaminante e apenas uma proporção de solo/solução (1:10). Avaliar o tempo de equilíbrio para as maiores concentrações antes de iniciar o ensaio com as diversas concentrações.
2. Quanto ao ensaio de coluna, quando utilizar materiais reativos, verificar a compatibilidade da aparelhagem (neste caso, dos cilindros) com o material contaminante. Caso se disponha somente de aparelhagem com material reativo, revestir internamente os cilindros ou externamente a amostra a ser ensaiada. Outra sugestão é utilizar cilindros de materiais inertes para evitar reações com o contaminante, influenciando os resultados. Outra vantagem de se utilizar o plástico ou acrílico, por exemplo, é a possibilidade de enxergar possíveis caminhos preferenciais de fluxo de contaminante, ainda durante o ensaio.
3. Para pesquisas futuras, propõe-se modelos que levem em conta análises multi-espécie, ou seja, a interação de 2 ou mais espécies contidas em um determinado composto contaminante.
4. Sugere-se para pesquisas futuras, que se deva discutir a validade de ensaios em coluna para barreiras compactadas. O tempo de ensaio para as mesmas é demasiadamente demorados, o que acarreta em dificuldades operacionais como variação da concentração inicial e limitações de tempo.
5. A sugestão é realizar ensaios de difusão em solos argilosos compactados, pois a resposta pode ser mais rápida e mais eficaz.

6. Realizar estudos em modelos reduzidos de barreiras compactadas para a visualização do fluxo de substâncias, utilizando soluções com corantes para se tornarem visíveis.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas -NBR 10838 (1988) - Solo-Determinação de massa específica aparente de amostra indeformada c/emprego da balança hidrostática. 4 p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 6457 (1986) - Amostra de solos - Preparação para ensaio de caracterização e compactação. 9 p.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 6459 (1984) – Determinação do limite de liquidez. 6 p.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 6508 (1984) - Grãos de solo que passam na # de 4,8mm determinação da massa específica. 8 p.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 7180 (1984) - Solo - Determinação do limite de Plasticidade. 3 p.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 7181 (1984) - Solos - Análise granulométrica. 13 p.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 7182 (1986) - Solos - Ensaio de Compactação. 10 p.

ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 7183 (1982) - Determinação do Limite e Relação de Contração de Solo. 3 p.

Amorim, S. (2009) Seminário de Gestão de Recursos Hídricos: Metas de qualidade. Fundação Agência de Água do Vale do Itajaí. Blumenau.

Archie, G., (1942). The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Characteristics. [S. l.: s. n.], (Transactions of AIME).

ASTM, American Society for Testing and Materials, (1995). ASTM Standards on Environmental Sampling. Philadelphia, PA. D2488 -09a Standard Practice for Description and Identification of Soils (Visual-Manual Procedure)

ASTM, American Society for Testing and Materials, (1995). ASTM Standards on Environmental Sampling. Philadelphia, PA. ASTM D5298 - 10 Standard Test Method for Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper.

Bear, J., (1972) . Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier Publishing Company, New York, EUA.

Bohn, H. L., McNeal, B. L., O'Connor, G. A., (1979). Soil Chemistry. New York: Wiley.

Boscov, M. E. G., (1997). Contribuição ao Projeto de Sistemas de Contenção de Resíduos Perigosos Utilizando Solos Lateríticos. São Paulo: Universidade de São Paulo, Tese de Doutorado – Escola Politécnica. 259p

Boscov, M. E. G., (2008). Geotecnia Ambiental. Oficina de textos, São Paulo, SP, 248 p.

Braga, B., Hespanhol, I, Conejo, J. G. L., Mierzwa, J. C., Barros, M. T. L., Spencer, M., Porto, M., Nucci, N., Juliano, N., Eiger, S., (2005). Introdução à Engenharia Ambiental. São Paulo, Pearson Prentice Hall, 2 ed. 336 p.

Burger, H. R., (1992). Exploration Geophysics of the Shallow Subsurface. Upper Saddle River: Prentice Hall.

Camapum de Carvalho, J., (2007). Solo como Material de construção. Capítulo 17, Instituto Brasileiro de Concreto. 32 p.

Camapum de Carvalho, J., Sales, M. M., Souza, N. M., Melo, M. T. S., (2006). Processos Erosivos no Centro-Oeste Brasileiro. FINATEC, Brasília, 464 p.

Cavalcante, A. L. B., (2010) Notas de aula da Disciplina de Transporte de Contaminantes e Sedimentos, ministrada em 2010. Programa de Pós Graduação em Geotecnia, UnB.

Cardoso, F. B. F. (2002). Propriedades e Comportamento Mecânico de Solos do Planalto Central Brasileiro. Tese de Doutorado.PPG-G, UnB, Brasília, DF, p. 357.

CONAMA, (2005). RESOLUÇÃO No 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005. 23 p.

CONAMA, (2009). RESOLUÇÃO No 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009. 16 p.

CONAMA, (2009). RESOLUÇÃO No 396, DE 3 DE ABRIL DE 2008. 64-68 p.

Conciani, R., (2009). Sorção de metais pesados e a contaminação de solos. Trabalho de Graduação – Universidade Federal de Mato Grosso, FAET/ENC, Cuiabá, 68 p.

Conciani, R. ; Matos, T. H. C. ; Carvalho, J. C., (2009). O cupim como modificador das propriedades e comportamento de um solo tropical. In: IV Simpósio sobre Solos Tropicais e Processos Erosivos do Centro-Oeste e de Minas Gerais, Uberlândia. IV Simpósio sobre Solos Tropicais e Processos Erosivos do Centro-Oeste e de Minas Gerais. 12 p.

Corwin, D. L.; Lesch, S. M., (2003). Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. Agron. J., Madison, v. 95, n. 3, p. 455-471.

Costa, C.N., Meurer, E.J., Bissani, C.A. & Tedesco, M.J., (2007). Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. Ciencia Rural, 37:1323-1328, Santa Maria-RS.

Costa, J. B., (1973). Caracterização e Constituição do Solo. Fundação Calouste GuiBenkian. # Ed. Lisboa, Portugal.527 p.

Costa, P., (2002). Avaliação em laboratório de parâmetros de transporte do chorume no Aterro Sanitário de Sauípe/Ba. Rio de Janeiro: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado -Departamento de Engenharia Civil. 190 p.

Daniel, D. E., (1996). Geotechnical Practice For Waste Disposal. Chapman & Hall, Bury St, Edmunds, St. Edmundsbury, Great Britain, 683 p.

Demuelenaere, R. G. A., (2004). Caracterização de Propriedades de Transporte de metais Pesados em Solos Residuais do Rio de Janeiro. 0210667/CA, Tese de mestrado, PUC-Rio, Rio de Janeiro, RJ. 120 p.

DNER (1996) – Departamento Nacional de Estradas e Rodagem - CLA-259 - Classificação de solos tropicais. 6 p.

DNER (1994) – Departamento Nacional de Estradas e Rodagem - ME228 – Solos – Compactação em equipamento miniatura. 14 p.

DNER (1994) – Departamento Nacional de Estradas e Rodagem - ME256 - Solos – Compactação em equipamento miniatura – determinação da perda de massa por imersão. 6 p.

DNER (1994) – Departamento Nacional de Estradas e Rodagem - ME258 - Solos – Compactação em equipamento miniatura – Mini-MCV.14 p.

Dyminski, A. S., (2006). Contaminação de solos e águas subterrâneas. UFPR - TC-019, Curitiba, PR. 19 p.

Egreja Filho, F.B., (2000). Extração seqüencial de metais pesados em solos altamente intemperizados: utilização de componentes - modelo e planejamento com misturas ternárias na otimização do método. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. Tese de Doutorado - Departamento de Solos. 287p.

EPA, Environmental Protection Agency, (1992). Technical Resource Document: Batch-type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals, EPA/530-SW-87-006-F. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, 100 p.

Farias, W. M., (2003). Condutividade Hidráulica de Solos Tropicais Compactados a Hidrocarbonetos de Gasolina. Dissertação de Mestrado em Geotecnia. UnB. 152 p.

Fetter, C. W., (1992). Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Company, U.S. 458p.

Fortes, R.M. (1997) Método das Pastilhas para Identificação Expedita do Grupo MCT – Miniatura, Compactada, Tropical” – 1ª Câmara Permanente de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Mackenzie, São Paulo, Brasil.

Freeze, R. A.; Cherry, J. A., (1979). Groundwater. Prentice Hall, Inc. U.S. 604p.

Frye, K., (1974). Modern mineralogy. Prentic-Hall, Inc.. 325 pp.

Giese, K.; Tiemann, R. (1995) Determination of the complex permittivity from thin-sample time domain reflectometry: improved analysis of the step response waveform. *Adv. Mol. Relax. Process.*, Amsterdam, v. 7, p. 45-49.

Grohmann, F., (1972). Superfície Específica do Solo de Unidades de Mapeamento do Estado de São Paulo. I - Estudo de Perfis com Horizonte B Textural e Horizonte B Latossólico. *Bragantia, Boletim Científico do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo*. Vol. 31. N 13. Campinas, SP.

Guilherme, L.R.G, Marques, J.J., Pierangeli, M.A.P, Zuliani, D.Q., Campos, M.L., Marchi, G., (2005). Elementos Traço em Solos e Sistemas Aquáticos. Tópicos em Ciência do Solo. *Soc. Bras. de Ciência do Solo*. v. 5. p 345-390.

Guimarães, E. M., (1999). Minicurso ministrado no XXVII Congresso Brasileiro de Ciências do Solo. Brasília, julho/1999.

Guimarães, R. C., Miranda, C. O. P., Aquino, F. R., Cabral, M. P., (2007). Relatório Final de Pesquisa: Estudo do Ensaio de Compactação de Solos. Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, 23 p.

Gurjão, C. M. C., (2005). Estimativa de propriedades geoambientais de camadas impermeabilizantes de solos tropicais. Tese de Doutorado, UnB, Brasília, DF, 257 p.

Gusmão, A. D., (1999). Projeto de Barreiras Reativas. Anais: 4o Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. São José dos Campos.

Gusmão, A., (2002). Águas Subterrâneas. Aspectos de Contaminação e Remediação. EDUPE, Recife, PE, 193 p.

Kostal, J., (2001). Evaluation of Influence of Transport Mechanisms on Contaminant Penetration through Landfill Lining System, In: *Geoenvirommental Engineering. Geoenvirommental impact management*. Anais da Terceira Conferência organizada pela British Geotechnical Association and Cardiff School of Engineering, Cardiff University, Thomas Telford, London, UK, 582 p.

Lambe, T.W.; Whitman, R.V., (1969). *Soil Mechanics*. Massachusetts Institute of Technology. John Wiley & Sons Inc. New York. 553 p.

Luchese, E. B.; Favero, L. O. B., Lenzi, E., (2002). *Fundamentos da Química do Solo. Teoria e Prática*. Editora Freitas Bastos, Rio de Janeiro, 2 ed.

Marinho, F. A., (1995). A técnica do papel filtro para medição de sucção. Encontro sobre solos não saturados, Rio Grande do Sul, 1:112-125.

Melfi, A. J.; Pedro, G. (1977) Estudo Geoquímico dos Solos e Formações Superficiais do Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*. Vol 7. p. 271-286.

Mestrinho, S. S. P., (1997). Investigações na zona não saturada, Impactos Ambientais e Águas Subterrâneas no Brasil - Rio de Janeiro - 1 a 3 de outubro.

Meurer, E. J., (2010). Fundamentos de Química no Solo. 4 ed. Evangraf, Porto Alegre, RS. 266p.

Miller Junior, G. T. , (2008) Ciência Ambiental. Ed. Pioneira Thomson. 568 p. 11 ed. ISBN 8522105499, EAN 9788522105496

MINISTÉRIO DA SAÚDE. PORTARIA N.º 518, DE 25 DE MARÇO DE 2004. 15 p.

Nascentes, R., (2006). Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado. Viçosa, MG, Brazil: Universidade Federal de Viçosa. Tese de doutorado 155p. 2006.

Nogami, J. S., Villibor, D. F., (1995). Pavimentação de Baixo Custo com Solos Lateríticos. Ed. Vilibor. São Paulo, 240 p.

Nogami, J. S., Villibor D. F., (1994). Identificação expedita dos grupos da classificação MCT para solos tropicais. X COBRAMSEF. Foz do Iguaçu. Anais... ABMS, São Paulo. Vol 4, p. 1293-1300.

Ogata, A., Banks, R. B., (1960). A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. U. S. Geol. Surv. Prof., pp 411-A.

Prado, H., (2011). Enquete # 12 - Os solos ácricos e a disponibilidade de água. Em: Pedogia Fácil. Disponível em: <http://www.pedologiafacil.com.br/enquetes/enq12.php>

Rabello, L. M., (2009). Condutividade elétrica do solo, tópicos e equipamentos. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária. 19 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Documentos, ISSN 1518-7179; 43).

Rowe, R. K. Quigley, R. M. e Booker J. R., (1995). Clayey Barrier Systems For Waste Disposal Facilities. E&FN Spon, London, UK, 390 p.

Santana, G. S., Coelho, E. F., Silva, T. S. M., Ramos, M. M., (2006). Estimativa da condutividade elétrica da solução do solo a partir do teor de água e da condutividade elétrica aparente do solo. Artigos Científicos Engenharia De Água E Solo. Eng. Agríc. vol.26 no.3 Jaboticabal Sept./Dec.

Shackelford, C. D.,(2000). Contaminant Transport & fate issues. Transporte de poluentes em solos e remediação de solos contaminados. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. v. 2.

Shackelford, C. D., Rowe, R. K., (1998). Contaminant transport modeling. In: Congress on Environmental Geotechnics. Proceedings. Lisboa. p. 939-956.

Singh. U.; Uehara, G., 1986. Eletroquímica de the Double Layer: Principles and Applications to Soils. In: Soil Physical Chemistry, Sparks, D. L. (editor), Boca Raton, Florida, CRC Press.

Sousa Pinto, C., (2000). Curso Básico de Mecânica dos Solos Em 16 aulas. Oficina de Textos, São Paulo, 247 p.

Souza, T. C., (2004). Estudo da atenuação natural dos solos tropicais: uma contribuição para a normalização dos ensaios com fluxo de contaminantes. Dissertação de Mestrado, UnB, Brasília, DF, 173 p.

Sparks, D. L., (1996). Environmental Soil Chemistry. Academic Press, San Diego.

Sperling, M. V., (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol 1. Ed. UFMG, Belo Horizonte, MG. 452 p.

Telford, W. M., Gledart, L. P., Sheriff, R. E., (1990). Applied Geophysical. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press.

Thomé, A., Knop, A., (2010). Movimento de contaminantes no solo. Disponível em <http://www.upf.br/coaju/download/contaminantesII.pdf> acesso em 22-02-2010.

Watling, K., (2007). Measuring Salinity, Facts Land Series. Queensland Government Natural Resources and Water.

Yong, R. N., Mohamed, A.M.O. & Warkentin, B.P., (1992). Principles of Contaminant Transport in Soils. Developments in Geotechnical Engineering 73. Elsevier Science Publishers B.V. The Netherlands. 327 p.