

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA OCEÂNICA

**ENSAIO DE COLUNA PARA PERCOLAÇÃO DE CONTAMINANTES
EM MISTURAS SOLO-BENTONITA VISANDO ALTERNATIVA DE
BARREIRA MINERAL EM REGIÃO COSTEIRA**

CLAUDIA DA COSTA MONTEIRO DE BARROS

Dissertação apresentada à Comissão de Curso de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica da Universidade Federal do Rio Grande FURG, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Cezar Augusto Burkert Bastos

Rio Grande, maio de 2013.

APROVAÇÃO DA BANCA

Dedico este trabalho a Claudio Barros, meu marido, que navega rumo ao conhecimento pelos mares gelados da Antártica.

Aos meus filhos, Caio e Claudio que, mesmo sem entender o que estava acontecendo, foram privados de minha presença, mas nunca do meu amor.

E aos meus pais.

“Cabe ao homem compreender que o solo é fértil, onde tudo que se planta dá, pode secar; que o chão que dá frutos pode dar ervas daninhas, que a caça se dispersa e a terra da fartura pode se transformar na terra da penúria e da destruição. O homem precisa entender, que de sua boa convivência com a natureza, depende sua subsistência e que a destruição da natureza é sua própria destruição, pois a sua essência é a natureza; a sua origem e o seu fim.”

(Elizabeth Jhin- Amor Eterno Amor)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Carlyle e Nicéia, que, no decorrer da minha vida, proporcionaram-me, além de carinho e amor, os conhecimentos da integridade, da perseverança e de procurar sempre em Deus a força maior para o meu desenvolvimento como ser humano. Obrigada.

Aos meus filhos, Caio e Claudio, aos quais peço que entendam os momentos em que minha presença física foi limitada. Jamais deixarei de amá-los, pois vocês são a essência da minha vida!

À minha alma gêmea, Claudio, um agradecimento especial. Você teve um papel crucial para a realização desta dissertação. Obrigada pelo apoio intelectual, por entender meus momentos de ausência e, acima de tudo, pelo suporte emocional. Eu amo você. “Tudo é relativo quando te fazer feliz me faz feliz.”

Ao Professor Cezar Augusto Burkert Bastos pela disponibilidade, colaboração, conhecimentos transmitidos e capacidade de estímulo ao longo de todo o trabalho. Essa pesquisa deve-se em grande parte aos ensinamentos que me passou e à confiança em mim depositada ao me aceitar como orientanda.

Ao Professor José Fontoura, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica da FURG e aos funcionários do curso de Engenharia Oceânica, pelo apoio e companheirismo.

Aos colegas de Geotecnia da USP- São Carlos/SP, em especial à colega Rafaela Facíola, pelos importantes conhecimentos transmitidos, bem como pelo material de apoio fornecido.

Ao colega Christopher Fonseca da Silva e a amiga Karina Retzlaff Camargo pela disponibilidade, amizade e ajuda durante a realização do projeto.

Ao colega Marcelo Goulart, pela confecção do equipamento utilizado no projeto. Sua oficina (J. GOULART TORNEARIA) foi uma extensão do ambiente acadêmico. Obrigada pela disponibilidade.

À CAPES e ao CNPq, que acreditaram no meu trabalho e forneceram a base econômica tão necessária à realização desta pesquisa.

RESUMO

O presente trabalho traz um estudo experimental da condutividade hidráulica e da percolação de íons inorgânicos em colunas de mistura de solo arenoso fino laterítico de origem eólica litorânea (solo ARMAR) e bentonita. Para os ensaios de percolação em colunas foi projetado e construído um equipamento que atendeu satisfatoriamente sua função na avaliação da retenção de contaminantes. O equipamento dispõe de um distribuidor de ar comprimido que impulsiona a solução contaminante, acondicionada em um reservatório, para ser percolada nas células de percolação. Foram produzidas curvas de permeabilidade, pH, condutividade elétrica para a fase de testes de percolação. Encontrou-se uma mistura tecnicamente viável para justificar investimentos na sua aplicação em liners e barreiras minerais (solo ARMAR + 4% de bentonita), visto que os resultados de condutividade hidráulica e de sorção de íons são condizentes com a legislação específica da área.

Palavras-chave: Retenção de contaminantes, solo-bentonita, resíduos sólidos, condutividade hidráulica, barreiras minerais.

ABSTRACT

This paper presents an experimental study of hydraulic conductivity and the percolation of inorganic ions on columns of mixed laterite fine sandy soil of coastal eolian origin (ARMAR soil) and bentonite. For the tests in percolation columns was designed and built equipment that had served their function in assessing the retention of contaminants. The unit has a distributor of compressed air that drives the contaminant solution, packaged in a reservoir, to be percolated into cells. Permeability curves were produced, just like pH and electrical conductivity checks. It found a mixture technically feasible to justify investments in its application in mineral liners and barriers (ARMAR soil + 4% bentonite) because consistent results in hydraulic conductivity and sorption of ions, according to specific rules.

Keywords: Contaminants, soil, solid waste, hydraulic conductivity barriers and minerals.

SUMÁRIO

Lista de Símbolos.....	i
Lista de Abreviaturas.....	ii
Lista de Tabelas.....	iii
Lista de Figuras.....	iv
1. INTRODUÇÃO.....	18
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	23
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL.....	23
2.1.1 Classificações dos Resíduos Sólidos.....	23
2.1.2 Destinação de Resíduos Sólidos no Brasil.....	26
2.1.3 Geração de Resíduos Sólidos no Brasil.....	31
2.2 BARREIRAS IMPERMEABILIZANTES.....	32
2.3 CONTAMINANTES DO SOLO.....	38
2.4 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM MEIOS POROSOS SATURADOS.....	41
2.4.1 Processos físicos.....	43
2.4.2 Processos Bio-físico-químicos.....	52
2.4.3 Permeabilidade.....	67
2.5 ENSAIO EM COLUNA.....	83
2.5.1 Determinação dos parâmetros físicos de transporte em ensaio em coluna- Fator de Retardamento (R_d) e Coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h).....	88
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	92
3.1 MATERIAIS.....	92
3.1.1 Solo.....	92
3.1.2 Bentonita.....	97
3.1.3 Mistura.....	98
3.1.4 Água para misturas.....	98
3.1.5 Contaminantes para percolação.....	98
3.2 MÉTODOS UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL.....	99
3.2.1 Caracterização Físico-Química dos Materiais.....	99

3.2.2 Determinação dos Parâmetros de Compactação.....	100
3.2.3 Avaliação da Condutividade Hidráulica das Misturas.....	100
3.2.4 Classificação MCT.....	102
3.3 ASPECTOS CONSTRUTIVOS DO SISTEMA DE PERCOLAÇÃO EM COLUNA E DETALHES DO PROJETO.....	102
3.3.1 Sistema de Ar Comprimido.....	103
3.3.2 Reservatório.....	104
3.3.3 Célula de percolação.....	107
3.3.4 Compactação das colunas.....	108
3.3.5 Etapas de execução do ensaio.....	109
3.3.6 Saturação.....	110
3.3.7 Percolação.....	110
3.3.8 Recarga da solução contaminante.....	111
3.3.9 Análises químicas.....	112
4. RESULTADOS.....	116
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL.....	116
4.1.1 Caracterização físico-química dos materiais.....	116
4.1.2 Determinação dos Parâmetros de Compactação.....	119
4.1.3 Condutividade hidráulica do solo e da mistura.....	121
4.1.4 Classificação MCT.....	122
4.2 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS DO ENSAIO PILOTO EM COLUNA....	124
4.2.1 Medidas hidráulicas.....	124
4.2.2 Medidas químicas.....	126
5. CONCLUSÕES GERAIS E SUGESTÕES.....	132
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	136

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Concentração final [L^3/M]
C/C_0	Concentração relativa
C_0	Concentração inicial [L^3/M]
C_i	Concentração da espécie de interesse [M/L^3]
D_h	Coefficiente de dispersão hidrodinâmica [L^2/T]
D_m	Coefficiente de dispersão mecânica [L^2/T]
D^*	Coefficiente de difusão molecular do soluto [L^2/T]
e	Índice de vazios
f	Fluxo de massa por dispersão mecânica
F	Isoterma de Freundlich
h	Pressão em altura de coluna d'água [L]
i	Gradiente hidráulico
J	Fluxo de soluto em solução
J_A	Fluxo de massa por advecção
J_D	Fluxo de massa por difusão molecular
J_M	Fluxo de massa por dispersão mecânica
J_R	Fluxo relativo do soluto
k	Condutividade hidráulica [L/T]
Kd	Coefficiente de Distribuição Linear [L^3/M]
L	Comprimento da coluna [L]
n	Porosidade do solo
P	Pressão absoluta
pH	Potencial hidrogeniônico
P_L	Número de Peclet
Q	Vazão [L^3/T]
q	Fluxo de fluido dado pela Lei de Darcy [L^3/T]
Rd	Coefficiente de retardamento
S	Quantidade de elemento químico sorvido por unidade de massa de sólidos secos
SE	Superfície específica [L^2/M]

S_r	Grau de saturação
t	Tempo [T]
T	Número de volume de poros percolados
v	Velocidade de percolação do fluido [L/T]
V	Volume
V_A	Velocidade advectiva [L/T]
V_V	Volume de vazios [L ³]
w	Teor de umidade [%]
w_{ot}	Teor de umidade ótima [%]
x	Distância na direção do transporte [L]
z	Profundidade [L]
α	Coefficiente de mistura mecânica ou dispersividade [L]
ρ	Densidade total do solo [M/L ³]
ρ_d	Massa específica seca do solo [M/L ³]
ρ_{max}	Massa específica dos sólidos do solo [M/L ³]

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	American Society for Testing and Materials
ATD	Análise Térmica Diferencial
ATG	Análise Termo Gravimétrica
CCL	Barreira argilosa compactada
CE	Condutividade Elétrica
CP	Corpo de prova
CTA	Capacidade de Troca Aniônica
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
Eh	Potencial de Oxidação
EPA	Environmental Protection Agency
GCL	Geocomposto bentonítico
GM	Geomembrana
IP	Índice de plasticidade
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
LC	Limite de contração
LL	Limite de liquidez
LP	Limite de plasticidade
PE	Polietileno
pH	Potencial hidrogeniônico
PEAD	Policloreto de Vinila
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PVC	Polietileno de Alta Densidade
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RSI	Resíduos Sólidos Industriais

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Classificação dos resíduos	24
Tabela 2.2: Tipos de membranas termoplásticas.....	34
Tabela 2.3: Diferenças entre polietileno e PVC.....	34
Tabela 2.4: Diferenças entre GCL e solo compactado.....	35
Tabela 2.5: Valores de Referência para Contaminantes do Solo em mg.kg-1.....	40
Tabela 2.6. Alguns modelos de isothermas de adsorção disponíveis na literatura.....	54
Tabela 2.7: Adsorção Física x Adsorção química.....	58
Tabela 2.8: Série de preferência em função do argilomineral para cátions bivalentes.	60
Tabela 2.9 - Capacidade de troca de alguns argilominerais.....	61
Tabela 2.10 - Valores de coeficiente de permeabilidade.....	76
Tabela 2.11 - Condutividade hidráulica dos argilominerais.....	78
Tabela 2.12: Relação entre a viscosidade da água na temperatura de ensaio e a viscosidade da água a 20°C (R_T).....	83
Tabela 2.13: Volumes dos corpos de prova utilizados em ensaios executados por diversos pesquisadores.....	85
Tabela 3.1: Resumo das classes pedológicas presentes no município de Rio Grande e algumas das suas principais características.....	95
Tabela 3.2: Composição química e as propriedades gerais da Bentonita “Permagem”..	97
Tabela 4.1: Caracterização geotécnica do solo ARMAR.....	116
Tabela 4.2: Caracterização geotécnica da mistura solo-bentonita 4%.....	117
Tabela 4.3: Caracterização química do solo, da bentonita e da mistura solo-bentonita (4%).....	118
Tabela 4.4: Resultados da análise mineralógica da fração fina do solo ARMAR.....	119
Tabela 4.5: Parâmetros de compactação do solo e das misturas estudadas.....	120
Tabela 4.6: Condutividade hidráulica do solo, e das misturas estudadas.....	121
Tabela 4.7: Parâmetros de compactação do solo, e das misturas estudadas.....	122
Tabela 4.8: Propriedades tecnológicas do solo ARMAR e da mistura.....	123
Tabela 4.9: Dados do ensaio em coluna.....	125
Tabela 4.10: Valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros hidráulicos obtidos	

durante a fase de saturação das colunas de solo.....	125
Tabela 4.11: Valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros hidráulicos obtidos durante a fase de percolação das colunas de solo.....	126
Tabela 4.12: Variação de Na^+ , K^+ e Cl^- em função do volume de poros percolados para a coluna 1.....	127
Tabela 4.13: Variação de Na^+ , K^+ e Cl^- em função do volume de poros percolados para a coluna 2.....	127
Tabela 4.14: Variação de Na^+ , K^+ e Cl^- em função do volume de poros percolados para a coluna 3.....	127
Tabela 4.15: Variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para a coluna 1.....	130
Tabela 4.16: Variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para a coluna 2.....	130
Tabela 4.17: Variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para a coluna 3.....	130

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Implantação de liner em aterro para resíduos sólidos (Fonte: Hamada e Giachetti, 2007).....	18
Figura 2.1: Fluxograma para classificação de resíduos de origem conhecida e desconhecida. (Fonte: CETESB).....	25
Figura 2.2: Lixões no Brasil (Fonte: Obladen et al, 2009).....	27
Figura 2.3: Aterro Controlado (Fonte: Lanza, 2009).....	28
Figura 2.4: Disposição de resíduos em aterro sanitário (Fonte: Lukiantchuki, 2007).....	28
Figura 2.5: Estrutura final do aterro sanitário (Fonte: Lukiantchuki, 2007).....	29
Figura 2.6: Aterro sanitário (Fonte: Piedade Junior, 2003).....	29
Figura 2.7: Recomendação de barreiras para resíduos sólidos urbanos em diversos países (Fonte: Piedade Junior, 2003).....	37
Figura 2.8: Recomendação mínima para barreiras de fundo, segundo a USEPA (United States Environmental Protection Agency). a) Resíduos sólidos urbanos. b) Resíduos perigosos. (Fonte: Piedade Junior, 2003).....	38
Figura 2.9: Mecanismos de transporte de massa (Fonte: Campos, 2001).....	42
Figura 2.10: Advecção de um soluto através do solo (Fonte: Pinto, 2000).....	44
Figura 2.11: Efeito da dispersão; a) esquema do Ensaio de Coluna em fluxo unidimensional e ascendente de uma amostra de solo saturado com água; b) Distribuição da Concentração do Solute no instante $t = 0$; c) distribuição da concentração no instante $t = t_1$; d) distribuição da concentração no instante $t = t_2 > t_1$ verificando-se não mais uma interface abrupta entre os fluidos, mas sim uma região de transição; e) Distribuição da concentração em função da distância nos instantes t_1 e t_2 (Fonte: Costa, 2002).....	47
Figura 2.12: Curva Característica do Transporte - 'Breakthrough Curve' (Fonte: Costa, 2002).....	47
Figura 2.13: Mecanismos da dispersão hidrodinâmica: (a) velocidade diferencial da solução interporos; (b) caminhos do fluxo tortuoso; e (c) mecanismo da difusão molecular atuando nos canais dos poros (Fonte: Leite, 2001).....	48
Figura 2.14: Ocorrência da dispersão em um fluxo uniforme bidimensional em uma	

areia isotrópica: (a) fonte contínua; (b) fonte instantânea (Fonte: Costa, 2002).....	49
Figura 2.15: Ilustração esquemática da difusão (Fonte: Rowe, 1995).....	50
Figura 2.16: Conceito de comprimento efetivo no transporte em solo (Fonte: Faciola, 2009).....	51
Figura 2.17: Tipo de transporte dominante (Fonte: Yong, 2001).....	52
Figura 2.18: Isotermas de adsorção típicas (Fonte: Lopes, 2005 apud Pena, 2000).....	54
Figura 2.19: Coeficiente de distribuição linear (Fonte Lopes, 2005 apud Drever, 1997).....	55
Figura 2.20: Exemplo de uma isoterma de Freundlich (Fonte Lopes, 2005 apud Drever, 1997).....	56
Figura 2.21: Demonstração da atração eletrostática pelo processo de troca iônica (Fonte: Lopes, 2005, apud Yong, 1992).....	59
Figura 2.22: Fenômeno de Expansão/Contração da camada dupla (a) contração; (b) normal – referência acima; (c) expansão (Fonte: Costa, 2002 apud Rowe et. al, 1995).....	60
Figura 2.23: Adsorção de cátions metálicos em função do Ph (Fonte: Dzombak e Morel, 1990).....	61
Figura 2.24: Adsorção de ânions em função do pH (Fonte: Dzombak e Morel, 1990).....	62
Figura 2.25: Permeâmetro de parede rígida mais utilizado (Fonte: Daniel et. al., 1984 citado por Alonso, 2005).....	70
Figura 2.26: Permeâmetro de parede flexível (Fonte: Daniel et. al., 1984 citado por Alonso, 2005).....	71
Figura 2.27: Permeâmetro de carga constante.....	72
Figura 2.28: Permeâmetro de carga variável.....	73
Figura 2.29: Resultados de ensaios de permeabilidade em solos residuais (Fonte: Lisboa, 2006).....	77
Figura 2.30: Curvas de umidade x densidade para energias de compactação diferentes (Fonte: Senço, 1997).....	80
Figura 2.31: Alteração da estrutura do solo devido à energia e umidade de compactação, apresentado por Lambe (modificado de Pinto, 2002).....	80
Figura 2.32: Esquema ilustrando alguns tipos de coluna utilizados em estudos agrônômicos (Fuller & Warrick, 1986).....	87

Figura 2.33: Condições de contorno e iniciais para a Equação diferencial de Ogata e Banks (1964).....	89
Figura 2.34: Determinação do fator de retardamento (R_d), para fluxo predominantemente advectivo.....	90
Figura 2.35: Determinação do fator de retardamento (R_d), para fluxo predominantemente difusivo.....	91
Figura 3.1: Ocorrência do solo no litoral sul do Rio Grande do Sul e localização da jazida estudada (Fonte: Bastos et. al., 2008).....	93
Figura 3.2: Perfil esquemático (W-E) transversal aos sistemas deposicionais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – destaque a Barreira Litorânea II (Fonte: Bastos et. al., 2008, modificado de Tomazelli & Villwock).....	93
Figura 3.3: Mapa de solos generalizado do município de Rio Grande (Fonte: Bastos et. al., 2005, citando Tagliani, 2002).....	94
Figura 3.4: Perfil do solo estudado (Fonte: BASTOS et al, 2005).....	96
Figura 3.5: Exploração do solo na jazida Areia do Mar, na localidade de Domingos Petrolini, município de Rio Grande (Fonte: BASTOS et al, 2005).....	96
Figura 3.6: Esquema do permeâmetro de parede flexível (segundo DANIEL et al, 1984) e equipamento do Laboratório de Geotecnia e Concreto da FURG.....	101
Figura 3.7: Esquema de um ensaio de coluna (DANIEL, 1993).....	102
Figura 3.8: Esquema de distribuição de ar.....	103
Figura 3.9: Detalhes construtivos do distribuidor de ar.....	104
Figura 3.10: (a) Detalhe do reservatório; (b) Sistema com os três reservatórios.....	105
Figura 3.11: (1) Vista superior do cabeçote que permite a fixação da câmara de ar; (2) Vista lateral do cabeçote que permite a fixação da câmara de ar; (3) Pino com rosca macho de 1”, com furo longitudinal de 1/8”, e rosca fêmea 1/4” e (4) Porca confeccionada que permite o uso de chave especial para garantir vedação.....	105
Figura 3.12: Descrição dos elementos construtivos do reservatório.....	106
Figura 3.13: (a) Tampa fixa na base e topo do cilindro; (b) Dimensões do corpo-de-prova; (c) Concavidade moldada nas tampas (Facíola, 2009).....	107
Figura 3.14: (a) Nichos homogeneamente distribuídos na mesma direção do diâmetro do cilindro; (b) Abraçadeiras impedindo a variação de diâmetro do cilindro; (c) Bico central para a coleta do efluente; e (d) Bico de alimentação da célula.....	108
Figura 3.15: Aparato empregado para compactação dos corpos de prova.....	109

Figura 3.16: (a) Válvula de passagem do efluente para a mangueira de coleta da célula de percolação; (b) Válvula de alimentação de ar para o reservatório; (c) Válvula de alívio; e (d) Torneira de PVC marrom.....	111
Figura 3.17: Exemplos de fotômetros (Fonte: Facíola, 2009).....	112
Figura 3.18: Exemplo de Espectrofotômetros (Fonte: Oliveira, 2002).....	113
Figura 3.19: Modelo de peagâmetro (Fonte: Facíola, 2009).....	114
Figura 3.20: Modelo de condutivímetro (Fonte: Facíola, 2009).....	115
Figura 4.1: Curva granulométrica do solo ARMAR (Fonte: Silva, 2011).....	117
Figura 4.2: Curva granulométrica da mistura solo-bentonita 4% (Fonte: Silva, 2011)...	118
Figura 4.3: Curvas de compactação do solo e das misturas solo-bentonita obtidas em ensaio Mini- Proctor (Fonte: Silva, 2011).....	120
Figura 4.4: Variação da condutividade hidráulica com o aumento no teor de bentonita (Fonte: Silva, 2011).....	122
Figura 4.5: Solo ARMAR e mistura solo-bentonita 4% no gráfico da classificação MCT (Fonte: Silva, 2011).....	123
Figura 4.6: Curva de variação de Na^+ para o ensaio da coluna 2.....	128
Figura 4.7: Curva de variação de K^+ para o ensaio da coluna 2.....	129
Figura 4.8: Curva de variação de Cl^- para o ensaio da coluna 2.....	129

1. INTRODUÇÃO

A consciência do grave problema que é a degradação do meio ambiente tem evoluído significativamente no Brasil nos últimos anos. Segundo Gruber (2003), a região costeira constitui uma das áreas sob maior estresse ambiental em nível mundial, estando submetida à forte pressão por intensas e diversas formas de uso do solo. Constitui região de contrastes que vem sofrendo ao longo dos anos com a intensa ocupação antrópica causada principalmente pela expansão urbana sobre áreas fragilizadas geologicamente, formadas por deposições sedimentares de origem lagunar, eólica e marinha.

Os impactos gerados pelas atividades urbanas nestas áreas vão desde a perda do habitat de diversas espécies bentônicas à poluição por petróleo, resíduos gerados por navios e efluentes domésticos e industriais.

No que diz respeito aos efluentes urbanos e industriais, a abordagem multidisciplinar da questão, seja pela preocupação com saúde pública, seja por demandas do setor turístico ou pelas questões sociais ligadas às pessoas que vivem do lixo (ou no lixo), amplia a disposição da sociedade em buscar alternativas ecologicamente sustentáveis para resolver os inúmeros problemas decorrentes.

Segundo Peixoto (2010): “a preocupação com as soluções socioambientais não estão mais relacionadas ao “romantismo preservacionista” e sim, às medidas de sustentabilidade do próprio negócio, gerenciando a conformidade legal ambiental sob a ótica econômica, evitando dissabores empresariais, com grandes prejuízos em função de imagem institucional, multas, ressarcimento, recuperação de áreas, restrição a contratação por órgãos públicos, financiamentos, dentre outras penalidades.”

Assim, após 21 anos de tramitação no Congresso Nacional, foi sancionada em 2 de agosto de 2010 a Lei Nº 12.035, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Em seu artigo 7º, esta lei define em 15 incisos os objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, dos quais se destacam para os fins a que este trabalho se propõe o inciso IV - adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais - e o inciso V - redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos. Neste momento, um dos principais desafios da Engenharia, qual seja a redução do potencial contaminante das ações humanas no ambiente, é incrementado por um viés legal.

É sabido que resíduos sólidos urbanos e efluentes industriais possuem, em sua composição material, elementos capazes de degradar os solos e as águas, sejam elas superficiais ou subsuperficiais. Assim, seus tratamentos e descartes precisam ser seguros e ecologicamente corretos. Conseqüentemente, pesquisadores têm se preocupado em investigar como ocorre o transporte de contaminantes, buscando conhecer ainda mais todo este processo.

Parte destas pesquisas tem se voltado para a construção de barreiras minerais, definidas como camadas de solo compactado de baixa condutividade hidráulica e com propriedades físico-químicas próprias à retenção de contaminantes, uma das técnicas empregadas no projeto de aterros sanitários e de bacias de disposição de efluentes.

Com a evolução dos estudos, tal alternativa passou a ser convencionalmente usada na construção de *liners* ou barreiras impermeabilizantes, que segundo Leite e Zuquette (1995) são recursos tecnológicos utilizados quando se deseja reter ao máximo a percolação de um líquido (chorume, rejeitos líquidos, hidrocarbonetos e outros) de forma que ele não atinja as águas superficiais e subterrâneas. Leite (1997) amplia a definição afirmando que esta barreira pode ser construída de material natural, artificial ou pela combinação de ambos (Figura 1.1).

Folkes (1982) diz que a escolha do tipo de material a ser utilizado na construção dos *liners* depende do uso a que se destina, das características do ambiente físico, da natureza da matéria-prima, da taxa de infiltração e da vida útil do projeto. Adicionalmente, Leite (2000) incluiu nesta relação dois outros requisitos: características do material que será depositado e características do projeto.

Segundo Leite (2001), teoricamente qualquer material natural que apresente baixa condutividade hidráulica possui potencial para utilização em barreiras selantes. Entretanto, existem inúmeros fatores limitantes construtivos ou operacionais que selecionam o que será usado, obviamente dando-se preferência à redução de custos.

Todavia, Boscov (1997) alerta que não existe camada impermeabilizante totalmente impermeável. Logo, a busca será para que a concentração de poluentes que por ventura ultrapasse a barreira selante e atinja águas superficiais ou subterrâneas esteja de acordo com padrões não nocivos à saúde humana.

Materiais argilosos, quando disponíveis, são preferidos, em função de suas características técnicas, praticidade operacional e, principalmente, da relação custo-benefício.

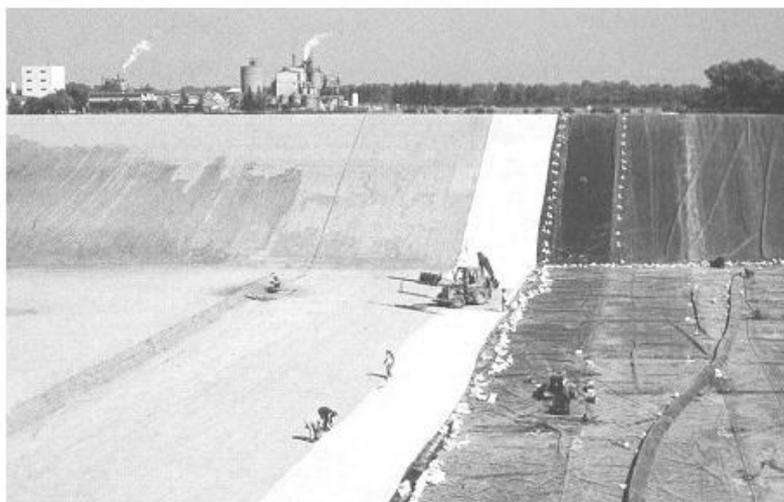


Figura 1.1 - Implantação de *liner* em aterro para resíduos sólidos
(Fonte: Hamada e Giachetti, 2007).

Leite (2001) faz uma classificação singela dos materiais argilosos utilizados em barreiras, dividindo-os em solos retrabalhados e solos naturais compactados; misturas de materiais naturais e argilas que receberam beneficiamento industrial; e materiais geossintético-argilosos.

A área de ocorrência e aplicação do solo abordado neste trabalho, uma região de planície costeira, tem como uma de suas características a ausência de solos argilosos com boas características de compactação. O solo que será analisado tem jazida e potencial emprego na Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS), que segundo Villwock et al. (1986) e Tomazelli e Villwock (2000), desenvolveu-se a partir da justaposição lateral de quatro sistemas deposicionais do tipo Laguna-Barreira, cuja formação foi controlada por quatro grandes eventos transgressivos-regressivos do mar durante o Quaternário (Sistemas Laguna-Barreira I, II, III e IV).

Particularmente no litoral sul da PCRS, os terrenos são formados predominantemente por barreiras e cordões litorâneos, onde se destacam superficialmente solos arenosos finos de deposição eólica. Nas margens lagunares e, isoladamente, em depressões são encontrados solos argilosos superficiais geralmente saturados, plásticos e contendo matéria orgânica, características impróprias para obras de solo compactado.

Face ao problema de pesquisa exposto, este trabalho de dissertação tem como objetivo principal a construção de um equipamento de coluna e a realização de ensaios com uma

mistura de solo arenoso fino laterítico de origem eólica litorânea (chamado de solo ARMAR) e bentonita.

Durante a pesquisa, para as misturas solo-bentonita foram conduzidos ensaios de condutividade hidráulica a carga constante em permeâmetro de parede flexível, construção de equipamento para ensaios de percolação em colunas e ainda a realização dos primeiros ensaios no equipamento construído.

Dessa forma, os objetivos específicos da pesquisa são:

- Avaliar a condutividade hidráulica de misturas de solo ARMAR e bentonita para diferentes teores de aditivo através de ensaios em permeâmetro de parede flexível;
- Montar uma estrutura experimental para ensaios de coluna no Laboratório de Geotecnia e Concreto da Escola de Engenharia da FURG;
- Realizar ensaios de coluna com misturas de solo ARMAR e bentonita no teor mínimo de bentonita para condutividade hidráulica menor que 10^{-9} m/s, percoladas com solução de KCl;
- Avaliar a retenção dos íons inorgânicos injetados, assim como o pH, Eh e condutividade elétrica a partir de análises químicas do efluente das colunas.

O trabalho foi dividido em seis capítulos.

O capítulo 1 apresenta uma introdução ao que foi abordado na pesquisa.

O capítulo 2 trata das classificações dos resíduos sólidos, sua destinação e geração no Brasil. Neste capítulo são apresentados ainda a definição de barreiras impermeabilizantes e de aspectos da sua construção, os principais contaminantes do solo e os modelos que descrevem seu transporte. Como o conhecimento do conceito de condutividade hidráulica do solo e de fatores que a influenciam são necessários no escopo do projeto, também este assunto é abordado neste capítulo.

No capítulo 3 são apresentados os materiais utilizados neste trabalho, a descrição do equipamento desenvolvido para a realização dos ensaios de coluna, e do equipamento utilizado para realização dos ensaios de condutividade hidráulica, assim como as metodologias empregadas em todos os ensaios executados.

O capítulo 4 traz e discute os resultados dos ensaios de caracterização geotécnica e compactação, das análises mineralógica e química e dos ensaios de condutividade hidráulica com o solo e mistura solo-bentonita. Também são apresentados os resultados hidráulicos e químicos dos ensaios de coluna.

No capítulo 5 apresentam-se as conclusões e sugestões para trabalhos futuros que venham a ser realizados dentro deste assunto.

No capítulo 6 há o referencial bibliográfico da pesquisa.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

2.1.1 Classificações dos Resíduos Sólidos

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004) resíduos sólidos são: “Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Ainda, a mesma norma classifica os resíduos sólidos de acordo com sua periculosidade, subdividindo-se em:

- Classe I - Perigosos; e
- Classe II – Não perigosos;

Os resíduos sólidos classe II são classificados em:

- Classe II A – Não inertes; e
- Classe II B – Inertes.

Essa classificação é resultado do processo que deu origem ao resíduo, bem como seus componentes, suas características químicas, físicas e biológicas e a comparação com outros resíduos já conhecidos.

Ampliando esta divisão, a NBR 10.004 (ABNT, 2004) afirma que um resíduo é considerado perigoso quando:

- a) suas propriedades físicas, químicas e infectocontagiosas representam risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices;
- b) suas propriedades físicas, químicas e infectocontagiosas representam riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada;

- c) possuem características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, conforme as definições específicas da NBR 10.004/04; e
- d) constam dos anexos A e B da norma acima citada.

Piedade Junior (2003), separa os resíduos quanto à fonte geradora dentro da comunidade, conforme mostrado na Tabela 2.1:

Tabela 2.1: Classificação dos resíduos.

RESÍDUOS	GERADOR	COMPONENTES
Residenciais	Morador de casas e apartamentos	Restos de comida, papéis, plásticos, metais, resíduos especiais e perigosos.
Comerciais	Lojas, escritórios, restaurantes, hotéis etc.	Restos de comida, papéis, plásticos, metais, resíduos especiais e perigosos.
Institucionais	Escolas, hospitais, prisões, prédios oficiais etc	Restos de comida, papéis, plásticos, metais, resíduos especiais e perigosos.
Construção	Obras civis, viárias, portuárias etc.	Concreto, madeira, calça, metais, embalagens e resíduos perigosos.
Serviços municipais	Limpeza de ruas, praias, parques.	Lixo de rua (papéis, plásticos, comidas), vegetais, resíduos de varrição etc.
Estações de tratamento e incineração	ETE, ETA e incineradores.	Lodos e cinzas.
Resíduos sólidos urbanos	Todos os citados.	Todos os citados.
Industriais	Fábricas, refinarias, indústrias químicas etc.	Resíduos de processo industrial, resíduos perigosos e especiais.
Agrícolas	Lavouras, vinícolas, fazendas e granjas.	Fezes, ração, embalagens e restos de fertilizantes e inseticidas etc.

(Fonte: Piedade Junior, 2003).

Outra classificação, proposta por Bidone e Povinelli (1999), divide os resíduos sólidos segundo sua possível degradabilidade. Assim, podem ser classificados em:

- a) facilmente degradáveis: matéria orgânica presente nos resíduos sólidos de origem urbana;
- b) moderadamente degradáveis: são os papéis, papelão, e material celulósico;
- c) dificilmente degradáveis: são os pedaços de tecido, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira; e

d) não-degradáveis: são os vidros, metais, plásticos, pedras, terra, entre outros.

As subdivisões dos resíduos sólidos em categorias ajudam na escolha do tipo de operação que será necessária para sua correta destinação final.

A fim de facilitar a classificação do tipo de resíduo, a CETESB elaborou um fluxograma com as subdivisões dos resíduos sólidos em categorias, conforme a figura 2.1.

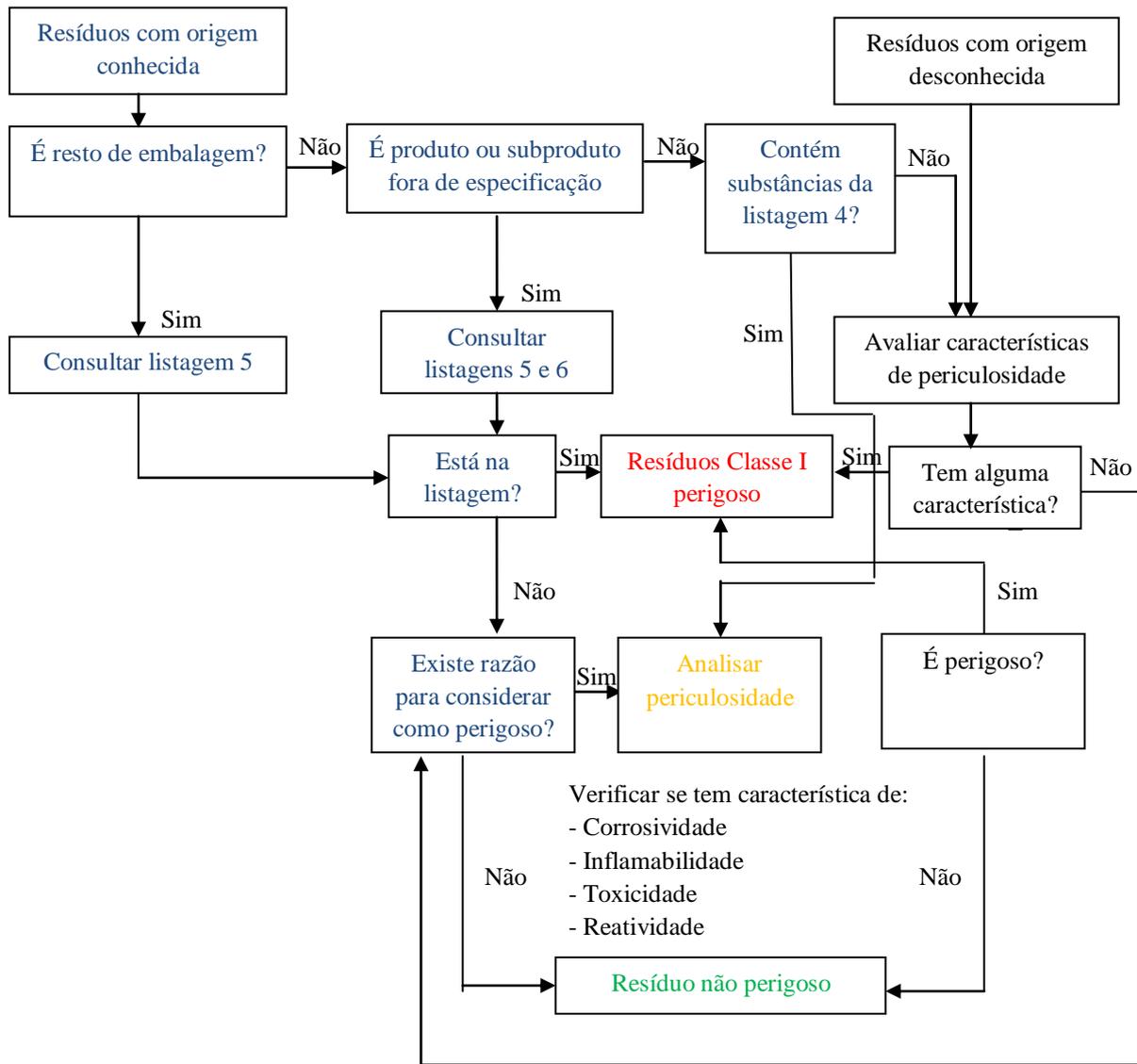


Figura 2.1: Fluxograma para classificação de resíduos de origem conhecida e desconhecida.

(Fonte: CETESB).

2.1.2 Destinação de Resíduos Sólidos no Brasil

Hoje é evidente que há uma relação direta entre saúde pública e a destinação dos resíduos sólidos. Mas nem sempre a sociedade soube dessa correlação. Basta lembrar que no século XIV, cerca de um terço da população européia foi massacrada pela Peste Negra, doença causada pela bactéria *Yersinia pestis*, transmitida ao ser humano através das pulgas dos ratos (ou outros roedores) que proliferavam nos aglomerados populacionais, devido aos péssimos hábitos de higiene coletiva.

O despertar da sociedade para a necessidade de tratamento adequado dos resíduos sólidos surgiu há menos de 200 anos. Segundo Russo (2003), só no fim do século XIX se iniciou uma identificação e sistematização da gestão dos resíduos sólidos, primeiramente na Inglaterra, devido às más condições de salubridade em que o povo vivia, com a aplicação de uma lei em 1888 que proibia jogar lixos em rios, diques e águas.

Segundo Lima (1995), a prática de aterrar resíduos vem desde a antiguidade como meio para obtenção de fertilizantes e passando pela idade média como forma de se manter longe de roedores e insetos transmissores de doenças.

Os aterros podem ser classificados conforme a forma de disposição do lixo (Lima, 1995):

- Aterros comuns (lixões) – o lixo é apenas descartado no solo, a céu aberto, sem qualquer tratamento; são também denominados lixões, lixeiras, vazadouros, etc. Este método de disposição é o mais prejudicial devido aos enormes problemas ambientais, sanitários e sociais que causam, como a poluição do solo, poluição do ar e da água, além da atração e proliferação de vetores de doenças. Exemplos de lixões estão na figura 2.2.
- Aterros controlados – Nos aterros controlados não há a impermeabilização do solo e não é prevista a implantação de sistema de captação de gases e efluentes. O lixo depositado recebe uma cobertura diária de material inerte, o que não resolve os problemas de poluição, conforme a figura 2.3. O aterro controlado pode apresentar vários problemas que estão associados aos lixões, apesar de minimizar os impactos ambientais.
- Aterros sanitários – são aqueles executados segundo os critérios e normas de segurança ambiental, legislativa e técnica atendendo os padrões de segurança preestabelecidos.

Para a NBR 10.004 (ABNT, 2004):

"Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos consistem na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza os princípios de engenharia, para confinar os resíduos sólidos ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores, se for necessário."

Segundo Russo (2003), as principais vantagens dos aterros sanitários são:

- Grande flexibilidade para receber uma gama muito grande de resíduos;
- Fácil operacionalidade;
- Relativo baixo custo, comparativamente a outras soluções de tratamento;
- Reutilização do espaço imobilizado durante a fase de exploração;
- Possibilidade de recuperação de áreas degradadas;
- Através de processos de biorremediação é possível a reutilização do espaço do aterro várias vezes, com a produção de composto orgânico resultante da matéria orgânica degradada no biorreator anaeróbio, após eventual complemento de tratamento aeróbio, em compostagem com vista à higienização.



Figura 2.2: Lixões no Brasil (Fonte: Obladen et al, 2009).



Figura 2.3: Aterro Controlado (Fonte: Lanza, 2009).

Ainda, de acordo com Lanza (2009), um aterro sanitário deve contar com todos os elementos de proteção ambiental, conforme as figuras 2.4 e 2.5, quais sejam:

- Sistema de impermeabilização de base e laterais;
- Sistema de recobrimento diário dos resíduos;
- Sistema de cobertura final das plataformas de resíduos;
- Sistema de coleta e drenagem de lixiviados;
- Sistema de coleta e tratamentos dos gases;
- Sistema de drenagem superficial;
- Sistema de tratamento de lixiviados; e
- Sistema de monitoramento.



Figura 2.4: Disposição de resíduos em aterro sanitário (Fonte: Lukiantchuki, 2007).

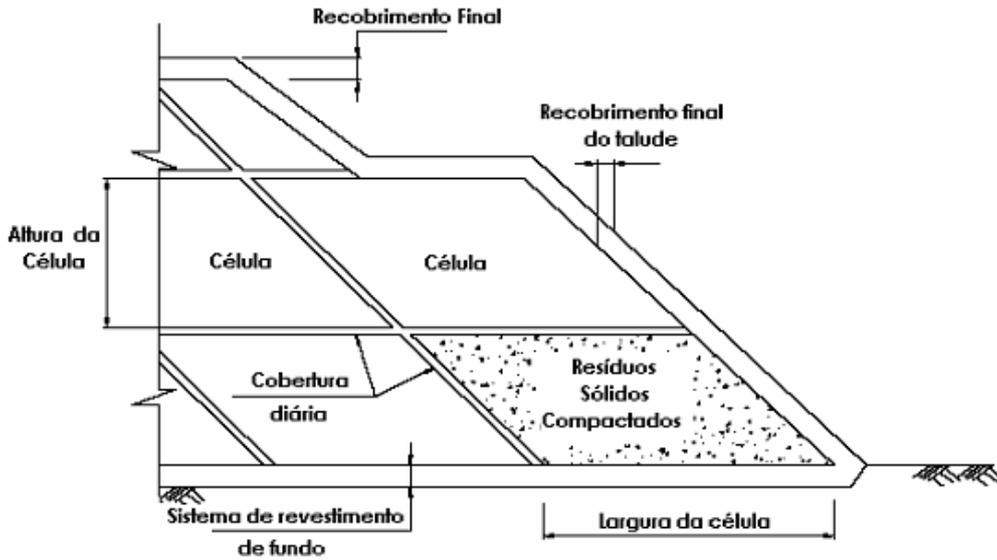


Figura 2.5: Estrutura final do aterro sanitário (Fonte: Lukiantchuki, 2007).

A Figura 2.6 mostra uma ilustração de um aterro sanitário e identifica alguns dos seus componentes essenciais.

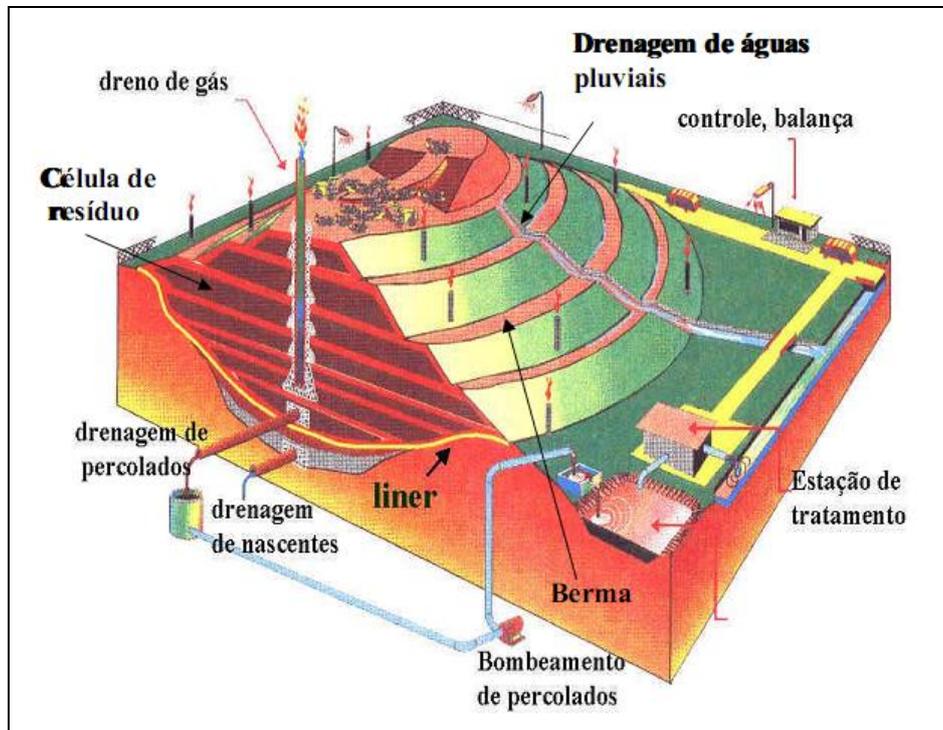


Figura 2.6: Aterro sanitário (Fonte: Piedade Junior, 2003).

A fim de facilitar a compreensão de alguns termos que serão utilizados no decorrer deste trabalho, serão apresentados os conceitos básicos de alguns componentes de aterros sanitários e dos produtos por ele gerados, conforme dados da Companhia de Tecnologia e Saneamento Básico do Estado de São Paulo - CETESB (1993).

- Revestimento de fundo: correspondem aos tratamentos executados ao nível da fundação do aterro para impedir a contaminação dos terrenos subjacentes pelos efluentes líquidos e gasosos gerados pelos resíduos. Normalmente são constituídos por geomembranas, geocompostos bentoníticos, solos compactados de baixa permeabilidade ou pela combinação destes.
- Recobrimento final: corresponde a cobertura final do aterro sanitário quando de seu encerramento, sendo constituído por camadas de solo, geomembranas ou pela associação de ambas, e tendo por funções básicas evitar a infiltração de águas de precipitação e o escape de gases, além de servir como camada de suporte para vegetação e elementos de proteção superficial da área.
- Chorume ou sumeiro: é um líquido produzido pela decomposição da matéria orgânica, disposta em aterros sanitários, que tem como características a cor negra, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).
- Percolado: é o líquido que passa através de um meio poroso, para filtração ou extração de substâncias desse meio. Em um aterro sanitário, o percolado compreende geralmente o chorume diluído em águas percoladas em massas de resíduos e materiais lixiviado.
- Lixiviação: é a operação de deslocamento ou arraste por meio líquido de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos.
- Impermeabilização: é o processo pelo qual se impede, ou pelo menos, se reduz substancialmente a percolação de líquidos da massa de resíduos aterrados através de uma camada de material (natural ou artificial) que não se deixe atravessar por fluidos ou dificulte a penetração destes.

Lukiantchuki (2007) descreve que existem muitas formas de disposição dos resíduos sólidos objetivando a redução de volume e destinação final segura, destacando como principais a incineração, a compostagem, a triagem, a reciclagem e as alternativas de trituração e enfardamento.

Russo (2003) explica que os processos ou métodos de tratamento anteriormente citados não são concorrentes com o aterro sanitário, mas complementares a este.

Efetivamente, considera o autor, o aterro sanitário é imprescindível porque é comum em toda a estrutura de equacionamento dos resíduos sólidos. A incógnita é a quantidade de resíduos a serem ali depositados para tratamento e destino final. Quanto maior for a taxa de valorização conseguida com técnicas anteriores ao aterro, menores serão as quantidades a aterrar, prolongando-se a vida útil do aterro sanitário e diminuindo-se o custo de exploração.

2.1.3 - Geração de Resíduos Sólidos no Brasil

Em termos de quantidade gerada, o documento Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010 (ABRELPE, 2010) calculou que cada brasileiro produz 378,4 kg de resíduos sólidos por ano. A mesma publicação afirmou que foram coletados 336,6 kg. Logo, podemos afirmar que 41,8 kg de resíduos sólidos, ao longo do ano, por habitante, tiveram destino impróprio, pois não foram coletados. E pior, daqueles resíduos que foram coletados, 42,4% tiveram destinação final inadequada, ou seja, quase 23 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos seguiram para lixões ou aterros controlados, trazendo consideráveis danos ao meio ambiente.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 (IBGE, 2010), 50,8% dos municípios brasileiros adotaram uma solução reconhecidamente inadequada como destino final dos resíduos sólidos, que são os vazadouros a céu aberto (lixões). Apesar da pesquisa de 2008 revelar que 27,7% dos municípios brasileiros adotaram a solução dos aterros sanitários, número bem superior aos apresentados nas pesquisas anteriores, 22,3%, em 2000, e 9,6%, em 1989, ainda há um longo caminho a percorrer para alcançar um cenário desejável na destinação final de resíduos sólidos.

Outro dado numérico, oriundo do Atlas de Saneamento 2011 (IBGE, 2011), faz menção a um aspecto interessante para tentar reduzir a disposição inadequada dos resíduos sólidos: a coleta seletiva do lixo. Esta vem se expandindo no Brasil, ampliando-se de 8,2% dos municípios, em 2000, para 17,9%, em 2008, sobretudo nos estados das regiões sul e sudeste. Percebe-se que o percentual ainda é baixo, sendo que entre os que realizam a coleta seletiva, apenas 38% a fazem em todo o município. Fato é que a coleta seletiva contribui para diminuir a quantidade de resíduos disposta em aterros sanitários e outros destinos, gera empregos, melhora a condição de trabalho dos catadores de lixo, permite a reciclagem e, com isso, economiza energia e recursos naturais.

Adicionalmente, um indicador relevante no contexto das preocupações sobre saneamento, meio ambiente e saúde pública é a destinação final dos resíduos sólidos especiais. Segundo o Atlas de Saneamento 2011 (IBGE, 2011), aproximadamente 42% dos municípios brasileiros depositam o lixo séptico (hospitalar) em conjunto com os resíduos comuns, sobretudo nas regiões nordeste e norte. Em relação às embalagens vazias de agrotóxicos, diversos municípios declararam existir poluição por agrotóxicos nos três tipos de captação de água para o abastecimento urbano (superficial, poço raso e poço profundo), notadamente na captação superficial, ou seja, consequência direta de má destinação das embalagens utilizadas.

2.2 BARREIRAS IMPERMEABILIZANTES

Como foi verificado nos subitens anteriores, no Brasil produz-se muito lixo e destina-se erradamente a maior parte gerada. O aterro sanitário é atualmente a melhor destinação final para os resíduos sólidos gerados. Componente essencial dos aterros sanitários é o revestimento impermeável, também chamado de barreira impermeabilizante.

Sharma e Reddy (2004) definem as barreiras impermeabilizantes como tecnologias de retenção de poluentes aplicadas localmente e utilizadas com a finalidade de prevenção da propagação de contaminantes em subsuperfície. Rowe (2000) as chama de barreiras de contenção, definindo-as como barreiras que servem para minimizar a propagação de um contaminante de um local para outro, por meio da limitação do escape físico.

Em aterros sanitários, os sistemas de barreiras têm papel fundamental na impermeabilização e retenção do fluxo dos poluentes. Por isso, a escolha do tipo de barreira depende da característica química do percolado, da condutividade hidráulica do meio e da relação de custo-benefício envolvida no empréstimo de materiais naturais.

O fundo e a lateral do aterro necessitam ser impermeabilizados para que os percolados não contaminem o solo e as águas subterrâneas. Segundo Carvalho (1999), essas barreiras devem apresentar estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência ao intemperismo e compatibilidade com resíduos a serem aterrados.

Da mesma forma, há a necessidade de que o recobrimento final do aterro seja adequadamente preparado para que não ocorra a infiltração de águas pluviais e a saída de gases.

As barreiras impermeabilizantes podem ser classificadas como simples, quando compostas por um único elemento de impermeabilização ou como duplas e compostas quando a barreira é confeccionada com a alternância de camadas de solo natural e geomembrana.

Ainda, as barreiras são influenciadas pelo tipo de resíduo, pelas condições climáticas e pelas características geológicas do local. Todavia, as principais são:

- Barreira hidráulica de argila natural;
- Barreira hidráulica de materiais sintéticos; e
- Barreira de solo argiloso compactado.

Segundo Piedade Junior (2003), as barreiras hidráulicas de argila natural são compostas por formações de solos ricos em argila de baixa condutividade hidráulica, em que os resíduos podem ser aterrados sobre o solo natural. Essa condutividade hidráulica deve ser inferior a 10^{-6} ou 10^{-7} cm/s e a barreira deverá estar isenta de imperfeições como falhas, trincas, fraturas ou perfurações.

Como há grande dificuldade em garantir que uma barreira hidráulica natural tenha baixa e uniforme condutividade hidráulica, seu uso não é recomendado rotineiramente.

As barreiras hidráulicas de materiais sintéticos são compostas por geomembranas, GCL (*Geosynthetic Clay Liner*) ou outro material artificial ou ainda pela associação desses com solos argilosos. Segundo Oliveira e Jucá (2004), em aterros de resíduos os sistemas de impermeabilização envolvendo solo apresentam vantagens, pois são uma alternativa barata e eficiente para impermeabilização superior, lateral e de fundo.

Geomembranas são mantas poliméricas com condutividade hidráulica extremamente baixa e utilizadas como barreiras para líquidos e vapores. Segundo Sharma e Lewis (1994), normalmente, são constituídas por polímeros termoplásticos, ou seja, não perdem suas qualidades com a exposição ao calor ou resfriamento.

Segundo os autores, destacam-se as geomembranas de polietileno e de PVC, sendo que as de polietileno de alta densidade possuem alta resistência química e durabilidade, sendo, portanto, as mais utilizadas e preferíveis para barreiras de fundo. Para as barreiras de recobrimento final, recomenda-se uma membrana mais flexível, como a de densidade muito baixa (VLDPE), a fim de facilitar os recalques das células de resíduos.

Já as membranas de PVC são recomendadas para obras de vida útil de um a cinco anos, tais como tanques de armazenagem.

As tabelas 2.2 e 2.3 mostram os tipos de membranas termoplásticas e as comparações entre as membranas de polietileno e PVC.

Tabela 2.2: Tipos de membranas termoplásticas.

POLÍMEROS TERMOPLÁSTICOS	POLÍMEROS TERMORÍGIDOS
Polivinil clorado (PVC).	Butil ou isopreno-isobutileno
Polietileno de densidades muito baixa, baixa, média e alta. Respectivamente (VLDPE, LLDPE, MDPE e HDPE).	Epicloroidina
Clorinato de polietileno (CPE)	Etileno propileno dieno monômero
Poliiolefina elástica (3110)	Policloropreno (neopreno)
Etileno Interpolímero	Etileno propileno terpolímero (EPT)
Poliamina	Acetato etileno vinil (EVA)

(Fonte: Piedade Junior, 2003).

Tabela 2.3: Diferenças entre polietileno e PVC.

POLIETILENO (LDPE E HDPE)	POLIVINIL CLORADO (PVC)
Boa resistência química	Boa trabalhabilidade
Boa resistência e características das costuras	Alta resistência
Bom desempenho em baixas temperaturas	Facilidade de instalação e costura
Pobre resistência ao puncionamento	Pobre desempenho a altas e baixas temperaturas.

(Fonte: Piedade Junior, 2003).

GCL, também chamados de geocompostos bentoníticos, são geossintéticos compostos por uma fina camada de bentonita seca, de aproximadamente 5 mm de espessura associada a geotêxteis ou geomembrana. São fabricados em rolos de aproximadamente 4,5 x 100 m. Normalmente, utiliza-se esse tipo de material como alternativo para barreiras de solos argilosos compactados.

A tabela 2.4 apresenta as diferenças nas características entre os GCL e os solos compactados.

As barreiras de solo argiloso compactado são normalmente elaboradas com materiais naturais podendo, em certos casos, serem compostas por solo-bentonita. Segundo Piedade Junior (2003), essas barreiras são feitas em camadas compactadas. O autor afirma que nos taludes laterais essas camadas podem ser paralelas ao talude ou horizontais a ele e que, embora não sejam recomendadas para taludes mais íngremes do que 2,5:1 a 3:1, as camadas

paralelas são mais utilizadas, pois diminuem as áreas de material mal selecionado e as regiões de ligações imperfeitas cruzando as camadas.

Knop (2007) cita que as barreiras em solo argiloso compactado são as mais tradicionalmente empregadas para a contenção de resíduos, pois possuem baixo custo de execução e o material argiloso é abundante, comumente encontrado no próprio local de aplicação.

Tabela 2.4: Diferenças entre barreiras de GCL e solo compactado.

CARACTERÍSTICAS	GCL	SOLO ARGILOSO COMPACTADO
Materiais	Bentonita, adesivos, geotêxteis e geomembranas.	Solos nativos ou mistura entre solos e bentonita.
Construção	Fabricado e então instalado em campo.	Construído em campo.
Espessura	Aproximadamente 10mm.	Aproximadamente 0,5 a 1m.
Condutividade hidráulica	Tipicamente entre 10^{-10} a 10^{-8} c m/s.	Tipicamente entre 10^{-8} a 10^{-7} cm/s.
Facilidade de construção	Rápido e de simples instalação	Baixa e de complicada construção.
Teor de umidade durante a construção	Inicialmente seca, durante a construção não pode ser umedecida. Não produz consolidação da bentonita.	Próximo da saturação, pode secar e trincar. Pode haver consolidação da camada argilosa.

(Fonte: Piedade Junior, 2003).

Segundo Sharma e Reddy (2004), o critério de seleção do material argiloso deve prover a mais alta densidade e mais baixa permeabilidade. Oliveira (2002) comenta que estas barreiras devem apresentar quantidades suficientes de argilominerais para garantir baixa permeabilidade e reduzir a migração de contaminantes.

Rowe (2000) define quatro critérios para seleção de materiais argilosos:

- Necessidade de prover a resistência hidráulica devido ao gradiente hidráulico atuante;
- Necessidade de prover a adequada atenuação de contaminantes;
- Necessidade de minimizar os efeitos da construção e pós-construção relacionados a defeitos; e
- Presença de outros componentes de auxílio ao *liner* ou de dupla camada.

Outros fatores como a umidade do solo, o método de compactação e a energia de compactação têm influência sobre a condutividade hidráulica do solo compactado. Segundo Daniel (1993), estudos de laboratório têm mostrado que quando o solo é compactado na umidade ótima e com altas energias de compactação obtém-se baixa condutividade hidráulica. Segundo o autor, os requisitos mínimos recomendados, para solos de clima temperado, para obter condutividades hidráulicas inferiores a 10^{-7} cm/s são os seguintes:

- Porcentagem de finos maior do que 20 a 30%;
- Índice de Plasticidade maior do que 7 a 10%;
- Porcentagem de pedregulhos menor do que 30%; e
- Tamanho máximo das partículas entre 25 a 50 mm.

Já a Companhia de Tecnologia e Saneamento Básico do Estado de São Paulo - CETESB (1993) sugere que os solos utilizados em aterros tenham as seguintes características:

- Classificação de solo unificada CL, CH, SC ou OH;
- Coeficiente de condutividade hidráulica (k) $< 10^{-7}$ cm/s;
- Porcentagem que passa na peneira #200 maior que 30%;
- Limite de Plasticidade $\geq 30\%$ e Índice de Plasticidade $\geq 15\%$; e
- $\text{pH} \geq 7$.

Como há a possibilidade de não se encontrar o solo aceitável no local, o solo disponível pode ser melhorado com a adição de produtos comerciais, como a bentonita.

Assim, conforme exposto por Sharma e Reddy (2004), as barreiras solo-bentonita também são uma alternativa utilizada para contenção de resíduos industriais. Os autores citam que com um teor de 1% até 5% de bentonita nas barreiras impermeáveis, pode-se atingir condutividades hidráulicas de 10^{-9} m/s a 10^{-10} m/s. Essa técnica é comumente aplicada em solos compactados que não têm capacidade de atingir permeabilidade inferior a 10^{-9} m/s com a compactação na

umidade ótima e com a aplicação de altas energias de compactação.

Igualmente, outra forma de construção de barreiras impermeáveis são as composições solo-bentonita-cimento ou solo-cimento. De acordo com Sharma e Reddy (2004), os teores utilizados são de 4% a 7% de bentonita, 8% a 25% de cimento e 65% a 88% de água. A adição de cimento nessas barreiras pode aumentar a permeabilidade, mas, em contrapartida, promove o acréscimo do poder reativo das barreiras no caso da imobilização de contaminantes, funcionando como um material de remediação e não apenas de contenção.

Segundo Piedade Junior (2003), atualmente as recomendações dos órgãos ambientais de diversos países são orientadas no sentido de projeto de barreiras que utilizem os mais diversos produtos e assegurem a segurança, conforme as figuras 2.7 e 2.8.

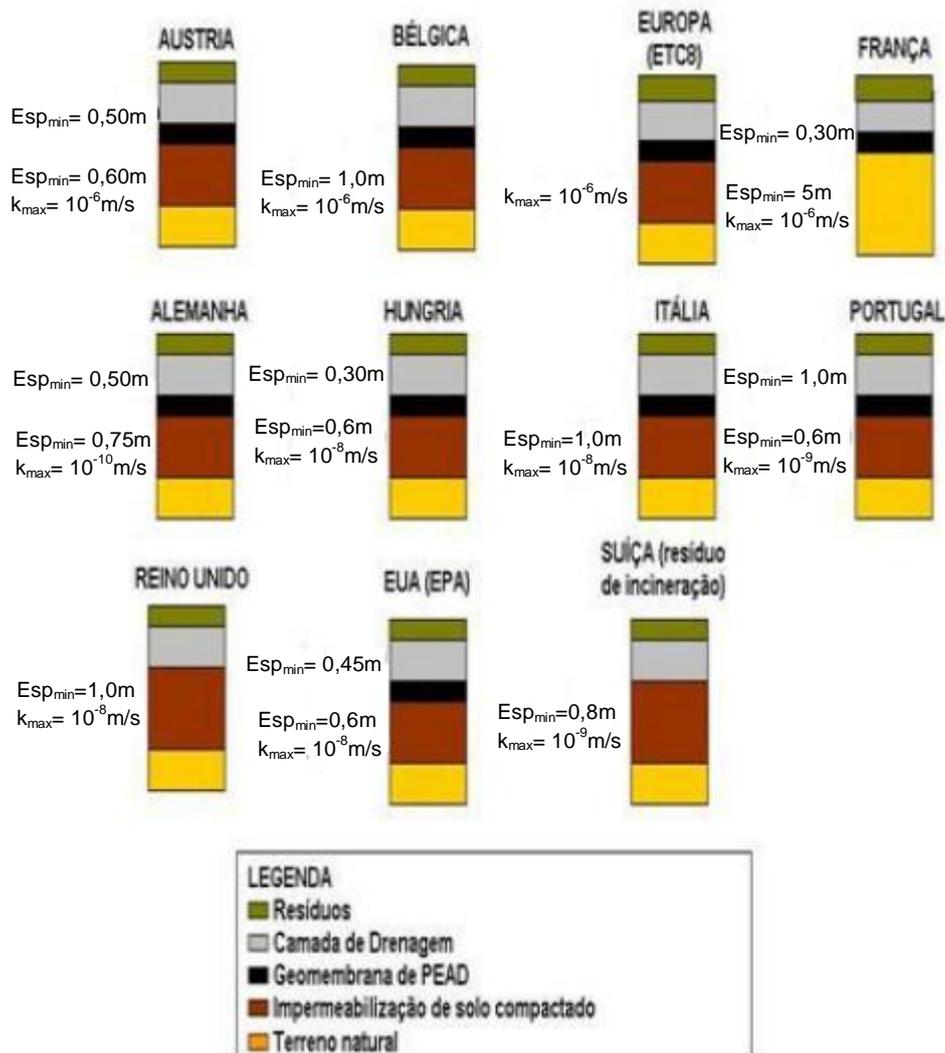


Figura 2.7: Recomendação de barreiras para resíduos sólidos urbanos em diversos países (Fonte: Piedade Junior, 2003).

Assim, a seleção da barreira adequada deve ser feita com base em estudos comparativos e ensaios de laboratório, considerando os aspectos executivos, financeiros e operacionais.

Segundo Korf (2011), uma barreira impermeável ideal seria aquela que proporcionasse uma adequada impermeabilização e um retardamento dos contaminantes que as permeiam, seja por difusão molecular ou por velocidades de percolação reduzidas.



Figura 2.8: Recomendação mínima para barreiras de fundo, segundo a USEPA (United States Environmental Protection Agency). a) Resíduos sólidos urbanos. b) Resíduos perigosos.

(Fonte: Piedade Junior, 2003).

2.3 CONTAMINANTES DO SOLO

A contaminação do solo é o resultado da disposição inadequada de substâncias perigosas ou potencialmente perigosas tais como químicos orgânicos; metais pesados como cádmio, cromo, mercúrio e chumbo; espécies inorgânicas como nitrato e fosfato; ácidos inorgânicos e radionuclídeos.

Segundo Burden e Sims (1998), no solo natural estes contaminantes podem não ser completamente degradados, mas transformados em produtos intermediários que podem ser menos, iguais ou mais perigosos do que o composto inicial, bem como podem ser menos ou mais móveis no solo.

A capacidade de filtração e tamponamento do solo é limitada, podendo ocorrer alteração da qualidade do solo em virtude do efeito acumulativo da deposição de poluentes tão prejudiciais ao meio ambiente.

Algumas vezes, a palavra contaminação é utilizada equivocadamente no sentido de poluição. A contaminação é a presença, num ambiente, de seres patogênicos, que provocam doenças, ou substâncias, em concentração nociva ao ser humano. No entanto, se essas substâncias não alterarem as relações ecológicas ali existentes ao longo do tempo, esta contaminação não é uma forma de poluição (Nass, 2012).

No Brasil, o estado de São Paulo foi o pioneiro na execução de estudos para quantificar valores de referência dos graus de poluição do solo e das águas subterrâneas. Através de testes laboratoriais e pesquisas de campo a CETESB elaborou uma lista com critérios, valores e padrões orientadores para a concentração de determinados metais pesados e substâncias orgânicas no solo e nas águas subterrâneas.

Os valores são divididos em Valor de Referência de Qualidade, Valor de Prevenção e Valor de Intervenção, como mostrado na tabela 2.5.

Valor de Referência de Qualidade (VRQ) é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea que indica as condições de um solo considerado limpo ou de águas subterrâneas em seu estado natural. São valores de referência usados na prevenção e no controle da contaminação e para o monitoramento de áreas contaminadas.

Valor de Prevenção (VP) indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os seres humanos e os animais e a qualidade das águas subterrâneas. Indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos. Quando este valor é excedido podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e das águas subterrâneas e devem ser usadas medidas preventivas de contaminação. Deve-se, também, exigir o monitoramento das águas subterrâneas, identificando-se e controlando-se as fontes de poluição.

Valor de Intervenção (VI) indica o limite de contaminação do solo e das águas subterrâneas acima do qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Quando excedido, requer alguma forma de intervenção na área avaliada. Para o solo, foram estabelecidos três cenários de exposição à contaminação: agrícola (área de proteção máxima), residencial e industrial.

A área será classificada como área contaminada sob investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos valores de intervenção.

Tabela 2.5: Valores de Referência para contaminantes do solo em mg.kg⁻¹.

Substância	CAS Nº	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco) ⁽¹⁾					Água
		Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção			Subterrânea
				Agrícola APMax	Residencial	Industrial	(µg.L ⁻¹) Intervenção
Inorgânicos							
Alumínio	7429-90-5	-	-	-	-	-	200
Antimônio	7440-36-0	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	150	300	500	750	700
Boro	7440-42-8	-	-	-	-	-	500
Cádmio	7440-48-4	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	7440-43-9	17	72	180	300	900	10
Cobalto	7439-92-1	13	25	35	65	90	5
Cobre	7440-50-8	35	60	200	400	600	2.000
Cromo	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Ferro	7439-89-6	-	-	-	-	-	300
Manganês	7439-96-5	-	-	-	-	-	400
Mercurio	7439-97-6	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdênio	7439-98-7	<4	30	50	100	120	70
Níquel	7440-02-0	13	30	70	100	130	20
Nitrato (como N)	797-55-08	-	-	-	-	-	10.000
Prata	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	7782-49-2	0,25	5	-	-	-	10
Vanádio	7440-62-2	275	-	-	-	-	-
Zinco	7440-66-6	60	300	450	1000	2000	5.000
Hidrocarbonetos aromáticos voláteis							
Benzeno	71-43-2	na	0,03	0,06	0,08	0,15	5
Estireno	100-42-5	na	0,2	15	35	80	20
Etilbenzeno	100-41-4	na	6,2	35	40	95	300
Tolueno	108-88-3	na	0,14	30	30	75	700
Xilenos	1330-20-7	na	0,13	25	30	70	500
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos⁽²⁾							
Antraceno	120-12-7	na	0,039	-	-	-	-
Benzo(a)antraceno	56-55-3	na	0,025	9	20	65	1,75
Benzo(k)fluoranteno	207-06-9	na	0,38	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	na	0,57	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	50-32-8	na	0,052	0,4	1,5	3,5	0,7
Criseno	218-01-9	na	8,1	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	na	0,08	0,15	0,6	1,3	0,18
Fenantreno	85-01-8	na	3,3	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	193-39-5	na	0,031	2	25	130	0,17
Naftaleno	91-20-3	na	0,12	30	60	90	140
Benzenos clorados⁽²⁾							
Clorobenzeno (Mono)	108-90-7	na	0,41	40	45	120	700
1,2-Diclorobenzeno	95-50-1	na	0,73	150	200	400	1.000
1,3-Diclorobenzeno	541-73-1	na	0,39	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzeno	106-46-7	na	0,39	50	70	150	300
1,2,3-Triclorobenzeno	87-61-6	na	0,01	5	15	35	(a)
1,2,4-Triclorobenzeno	120-82-1	na	0,011	7	20	40	(a)
1,3,5-Triclorobenzeno	108-70-3	na	0,5	-	-	-	(a)
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	634-66-2	na	0,16	-	-	-	-
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	634-90-2	na	0,0065	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	95-94-3	na	0,01	-	-	-	-
Hexaclorobenzeno	118-74-1	na	0,003 ⁽³⁾	0,005	0,1	1	1

Etanos clorados							
1,1-Dicloroetano	75-34-2	na	-	8,5	20	25	280
1,2-Dicloroetano	107-06-2	na	0,075	0,15	0,25	0,50	10
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	na	-	11	11	25	280
Etenos clorados							
Cloroeto de vinila	75-01-4	na	0,003	0,005	0,003	0,008	5
1,1-Dicloroetano	75-35-4	na	-	5	3	8	30
1,2-Dicloroetano - cis	156-59-2	na	-	1,5	2,5	4	(b)
1,2-Dicloroetano - trans	156-60-5	na	-	4	8	11	(b)
Tricloroetano - TCE	79-01-6	na	0,0078	7	7	22	70
Tetracloroetano - PCE	127-18-4	na	0,054	4	5	13	40
Metanos clorados							
Cloroeto de Metileno	75-09-2	na	0,018	4,5	9	15	20
Clorofórmio	67-66-3	na	1,75	3,5	5	8,5	200
Tetracloroeto de carbono	56-23-5	na	0,17	0,5	0,7	1,3	2
Fenóis clorados							
2-Clorofenol (o)	95-57-8	na	0,055	0,5	1,5	2	10,5
2,4-Diclorofenol	120-83-2	na	0,031	1,5	4	6	10,5
3,4-Diclorofenol	95-77-2	na	0,051	1	3	6	10,5
2,4,5-Triclorofenol	95-95-4	na	0,11	-	-	-	10,5
2,4,6-Triclorofenol	88-06-2	na	1,5	3	10	20	200
2,3,4,5-Tetraclorofenol	4901-51-3	na	0,092	7	25	50	10,5
2,3,4,6-Tetraclorofenol	58-90-2	na	0,011	1	3,5	7,5	10,5
Pentaclorofenol (PCP)	87-86-5	na	0,16	0,35	1,3	3	9
Fenóis não clorados							
Cresóis		na	0,16	6	14	19	175
Fenol	108-95-2	na	0,20	5	10	15	140
Esteres ftálicos							
Dietilexil ftalato (DEHP)	117-81-7	na	0,6	1,2	4	10	8
Dimetil ftalato	131-11-3	na	0,25	0,5	1,6	3	14
Di-n-butil ftalato	84-74-2	na	0,7	-	-	-	-
Pesticidas organoclorados							
Aldrin ⁽²⁾	309-00-2	na	0,0015 ⁽³⁾	0,003	0,01	0,03	(d)
Dieldrin ⁽²⁾	60-57-1	na	0,043 ⁽³⁾	0,2	0,6	1,3	(d)
Endrin	72-20-8	na	0,001 ⁽³⁾	0,4	1,5	2,5	0,6
DDT ⁽²⁾	50-29-3	na	0,010 ⁽³⁾	0,55	2	5	(c)
DDD ⁽²⁾	72-54-8	na	0,013	0,8	3	7	(c)
DDE ⁽²⁾	72-55-9	na	0,021	0,3	1	3	(c)
HCH beta	319-85-7	na	0,011	0,03	0,1	5	0,07
HCH - gama (Lindano)	58-89-9	na	0,001	0,02	0,07	1,5	2
PCBs							
total		na	0,0003 ⁽³⁾	0,01	0,03	0,12	3,5

(Fonte: CETESB, 2001).

Espécies metálicas quando encontradas no solo em valores acima dos valores de intervenção podem infiltrar para camadas inferiores e permanecerem ali por longos períodos, causando sérias consequências ambientais.

2.4 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM MEIOS POROSOS SATURADOS

Os mecanismos de interação de soluções químicas contidas nos contaminantes com meios porosos são regidos especialmente por processos físicos, químicos e biológicos, não dependendo apenas do fluxo de fluido no qual essas substâncias estão dissolvidas.

Na figura 2.9 é apresentado um esquema ilustrativo dos mecanismos de migração de substâncias contaminantes através de meios porosos.

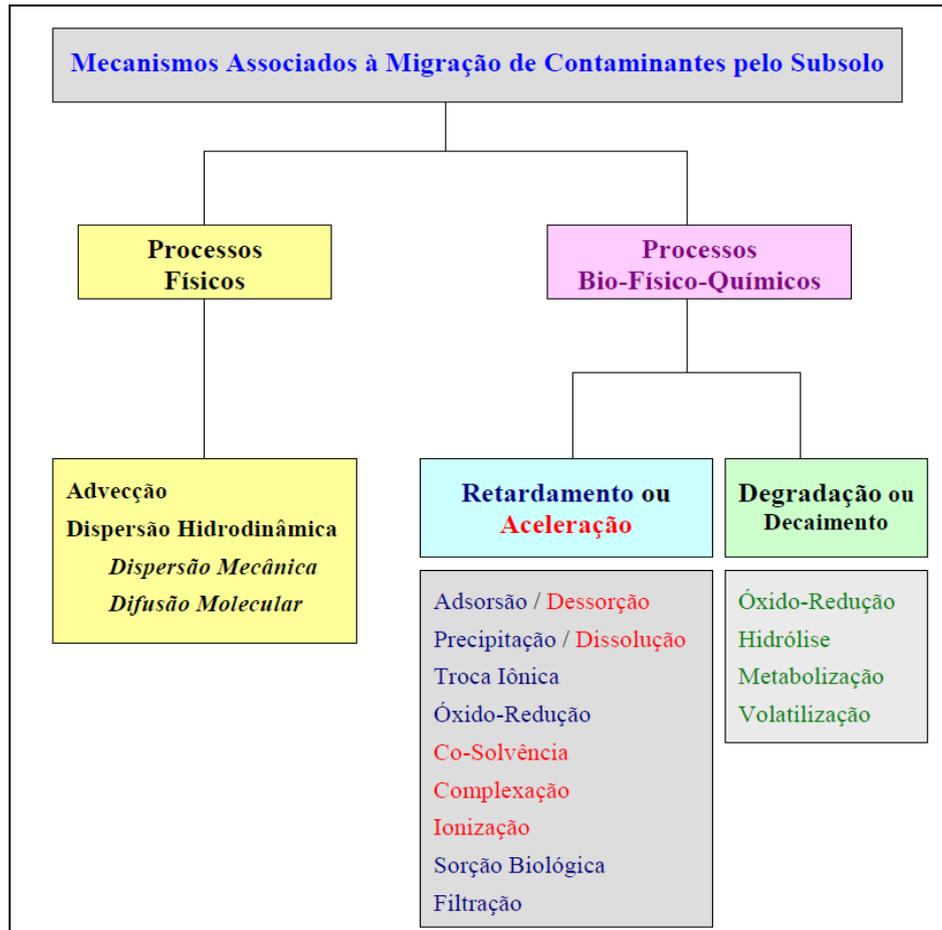


Figura 2.9: Mecanismos de transporte de massa (Fonte: Campos, 2001).

Os principais fatores que influenciam o mecanismo de transporte de contaminantes em meios porosos são relacionados com o meio poroso, a espécie contaminante e as condições ambientais.

De acordo com Moncada (2004), as características básicas do contaminante que influenciam no transporte são a densidade, concentração, polaridade, solubilidade, co-solvência, volatilidade, pressão de vapor, pH, potencial iônico, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), teor e finura de sólidos em suspensão e a toxidez.

Para o autor, para o meio poroso destacam-se o teor e o tipo de matéria orgânica, a distribuição granulométrica, a mineralogia e teor de finos, distribuição de vazios, capacidade de troca catiônica e o grau de saturação.

Destacam-se como variáveis ambientais as condições climáticas, condições hidrogeológicas, condições aeróbias/anaeróbias, microorganismos nativos, temperatura, fator tempo, pressão atmosférica e potencial redox.

Com prévio conhecimento das características do solo e das propriedades físico-químicas do contaminante, maximiza-se o conhecimento relativo ao seu transporte e aperfeiçoa-se o dimensionamento de barreiras impermeabilizantes para áreas contaminadas ou para depósitos futuros de resíduos.

Neste trabalho, serão descritas as metodologias usadas no transporte de contaminantes inorgânicos, incluindo uma revisão dos conceitos básicos dos mecanismos físicos e químicos do transporte de solutos (substâncias sólidas, moléculas e íons), considerando-se a água como solvente.

2.4.1. Processos físicos

A) Advecção

Advecção é o mecanismo de transporte de uma substância contaminante verificado no deslocamento de um fluido no qual a mesma está dissolvida sem alterar sua concentração na solução. A advecção pode ser considerada como um transporte químico causado por um gradiente hidráulico (figura 2.10).

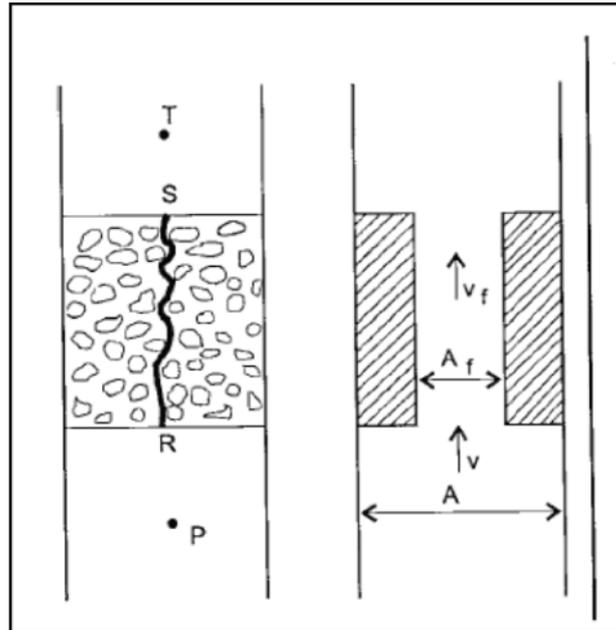


Figura 2.10: Advecção de um soluto através do solo (Fonte: Pinto, 2002).

Com o fluxo da água, os solutos inertes contidos na mesma são transportados na velocidade de infiltração do fluido. Uma velocidade igual à velocidade linear média deste fluido e na direção das linhas de fluxo pressupondo que todos os vazios presentes no meio são efetivos na condução do fluxo (equação 2.1).

$$v = \frac{V}{n} = \frac{Q}{An} \quad (2.1)$$

Na equação (2.1), v é a velocidade de infiltração ou velocidade linear média da água; V é a velocidade de fluxo de água ou “velocidade de Darcy”; n é a porosidade total do material.

Supondo a lei de Darcy, descrita na equação 2.2, para escoamento unidimensional, verifica-se que o fluxo advectivo está diretamente relacionado com a condutividade hidráulica.

$$V = \frac{Q}{A} = k \frac{\partial h}{\partial x} = ki \quad (2.2)$$

Da equação (2.2), Q é a taxa de fluxo volumétrico de água; A é a área total; k é a condutividade hidráulica; h é a carga hidráulica total; x é o caminho percorrido na direção do fluxo; i é o gradiente hidráulico.

O tempo necessário para que um soluto inerte migre através de um solo saturado de espessura L devido à advecção é dado pela equação 2.3:

$$t = \frac{L}{v} = \frac{nL}{ki} \quad (2.3)$$

Para a equação (2.3), t é o tempo de trânsito do soluto; L é a espessura do solo saturado.

Diz-se então que o fluxo unidimensional de massa advectivo através de uma área seccional unitária em uma unidade de tempo, conforme a equação 2.4, pode ser (Shackelford, 1993):

$$F_A = VC = kiC = nvC \quad (2.4)$$

Na equação (2.4), F_A é o fluxo de massa advectivo; C é a concentração do soluto na fase líquida.

A condutividade hidráulica é um parâmetro de grande relevância nos fenômenos advectivos, visto que esta representa a maior ou menor resistência que o meio oferece à percolação de água, e, conseqüentemente, aos contaminantes dissolvidos nesta.

B) Dispersão hidrodinâmica

Na dispersão hidrodinâmica os íons e moléculas transportadas podem mover-se na direção das linhas de fluxo ou perpendicular a estas, uns com velocidades maiores e outros com velocidades menores do que a velocidade de percolação.

A dispersão hidrodinâmica é o mecanismo que contempla dois efeitos: a dispersão mecânica e a difusão molecular (Bitencourt, 2007).

Estes dois processos se combinam para definir o coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D_h (L^2T^{-1}) (equação 2.5).

$$D_h = D_m + D^* \quad (2.5)$$

Para a equação (2.5), D_m é o coeficiente de dispersão mecânica; D^* é o coeficiente de difusão molecular efetiva.

Costa (2002) ressalta que o efeito da dispersão pode ser representado em laboratório através do ensaio de coluna, que consiste no fluxo unidimensional através de uma amostra de solo saturado com água.

Considerando fluxo permanente, a partir de certo instante $t = 0$, uma solução, contendo uma substância numa determinada concentração inicial, C_o , passa a ser introduzida continuamente no solo, por onde começa a permear expulsando, gradativamente, a água dos vazios. No início, a interface que separa os dois fluidos é bem delineada e perceptível, porém com o passar do tempo, esta deixa de ser bem definida, e passa-se a ter uma faixa de transição entre a solução que avança e a água. A concentração do soluto nessa faixa de transição varia desde sua concentração inicial na solução ($C=C_o$) até zero (sua concentração inicial na água dos poros), conforme mostrado na figura 2.20.

Com a medição da concentração do efluente ao longo do tempo e a exposição do resultado em um gráfico em termos de concentração relativa (C/C_o) em função da razão entre o volume percolado (V_p) e o volume de vazios da amostra (V_v), obtém-se a curva da figura 2.12.

Conforme citado, a dispersão hidrodinâmica possui duas componentes: a dispersão mecânica e a difusão molecular.

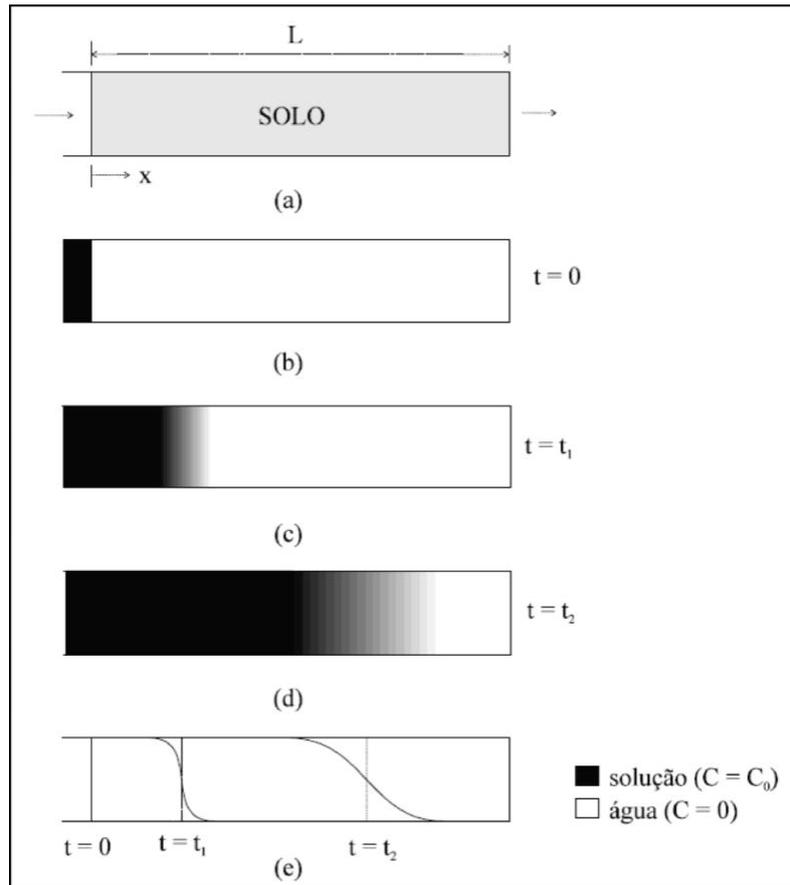


Figura 2.11: Efeito da dispersão; a) esquema do Ensaio de Coluna em fluxo unidimensional e ascendente de uma amostra de solo saturado com água; b) Distribuição da Concentração do Solute no instante $t = 0$; c) distribuição da concentração no instante $t = t_1$; d) distribuição da concentração no instante $t = t_2 > t_1$ verificando-se não mais uma interface abrupta entre os fluidos, mas sim uma região de transição; e) Distribuição da concentração em função da distância nos instantes t_1 e t_2 (Fonte: Costa, 2002).

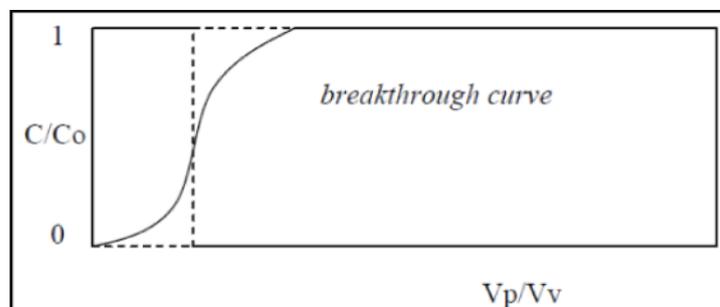


Figura 2.12: Curva Característica do Transporte - 'Breakthrough Curve' (Fonte: Costa, 2002).

B.1) Dispersão mecânica

Bear (1972) cita que a mistura mecânica é decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais diferentes, devidas à variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais conforme figura 2.13.

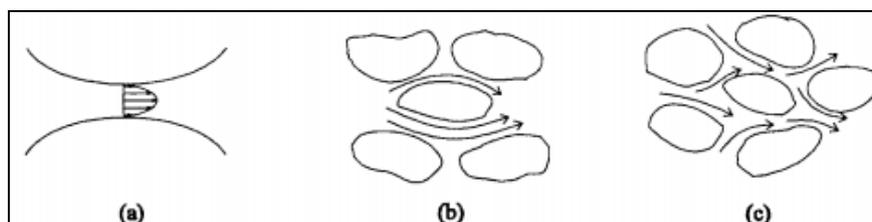


Figura 2.13: Mecanismos da dispersão hidrodinâmica: (a) velocidade diferencial da solução interporos; (b) diferença na área superficial de contato entre o fluido e a superfície; e (c) caminhos do fluxo tortuoso (Fonte: Leite, 2001).

A velocidade diferencial das moléculas e a diferença nos tamanhos dos canais, causadas pelas variações no tamanho dos poros descrevem o fluxo unidimensional de massa, por meio da equação 2.6 (Faciola, 2009):

$$F_m = -D_m n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.6)$$

Da equação (2.6), F_m é o fluxo de massa por dispersão mecânica; D_m é o coeficiente de dispersão mecânica função da velocidade linear média.

Se o soluto for transportado na direção do fluxo do fluido diz-se dispersão longitudinal, já dispersão transversal, se a direção de transporte do soluto for perpendicular ao fluxo. A dispersão mecânica (D_m) para as duas direções é descrita pelas equações 2.7 e 2.8.

$$D_m = \alpha_L v \quad (2.7)$$

$$D_m = \alpha_T v \quad (2.8)$$

Nas equações (2.7 e 2.8), α_L é o coeficiente de dispersividade longitudinal; α_T é o coeficiente de dispersividade transversal e v é a velocidade linear média.

As duas componentes, longitudinal e transversal, da dispersão mecânica são apresentadas na figura 2.14.

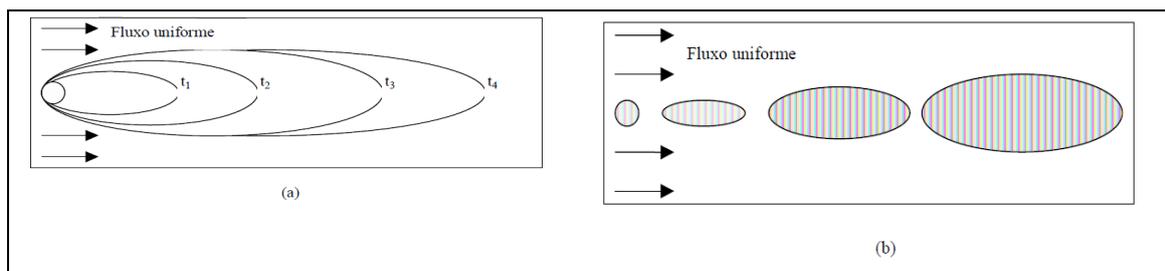


Figura 2.14: Ocorrência da dispersão em um fluxo uniforme bidimensional em uma areia isotrópica: (a) fonte contínua; (b) fonte instantânea (Fonte: Costa, 2002).

Para velocidades de fluxo baixas, os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal são quase iguais.

B.2) Difusão molecular

É o fenômeno de movimentação de substâncias químicas (chamado de movimento Browniano), em geral cátions, de um meio mais concentrado para outro de menor concentração em função dos gradientes eletroquímicos.

Os íons do fluido movem-se de pontos de maior concentração para pontos de menor concentração, tendendo a estabilizar a concentração em todo o fluido. Esse mecanismo ocorre mesmo sem haver gradiente hidráulico (Freeze e Cherry, 1979). Na figura 2.15, tem-se a representação do transporte difusivo de cátions e ânions em água.

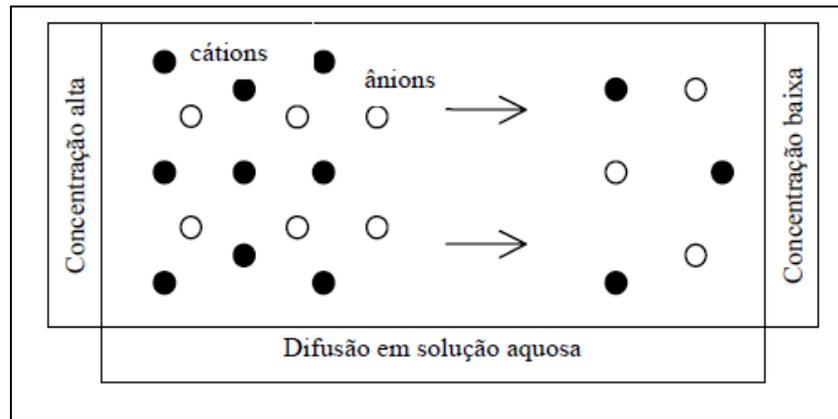


Figura 2.15: Ilustração esquemática da difusão (Fonte: Rowe et al., 1995).

O sinal negativo da primeira lei de Fick (expressão 2.9), equação que rege o fluxo difusivo unidimensional, indica o movimento dos íons no sentido do gradiente de concentração.

$$F_D = -D^*n \frac{\partial C}{\partial x} \tag{2.9}$$

Para a expressão (2.9), F_D é o fluxo do soluto por unidade de área e por unidade de tempo; D^* é o coeficiente de difusão molecular para uma determinada espécie de soluto; C representa a concentração do soluto; x é a direção do fluxo; a relação $\frac{dC}{dx}$ corresponde ao gradiente de concentração.

Se considerarmos um meio poroso saturado a 1ª Lei de Fick assume caráter de dispersão hidrodinâmica, como mostrado na equação (2.10).

$$F_D = -D_h \frac{\partial C}{\partial x} \tag{2.10}$$

Da expressão (2.10), F_D é fluxo do soluto por unidade de área e por unidade de tempo; D_h é coeficiente de dispersão hidrodinâmica.

Ao relacionarmos o coeficiente de dispersão com o coeficiente de difusão e com a velocidade de fluxo média obteremos as equações 2.11 e 2.12.

$$D_h = D^* + \alpha v \tag{2.11}$$

$$D^* = \tau D_0 \quad (2.12)$$

Nas equações (2.11 e 2.12), α é a dispersividade e τ é a tortuosidade do meio.

Conforme Basso (2003), a tortuosidade é um fator adimensional que leva em consideração o aumento da distância e a maior complexidade de trajetórias envolvidas no processo de difusão do soluto em meio porosos, definida pela equação 2.13.

$$\tau = \left(\frac{L}{L_e} \right)^2 \quad (2.13)$$

Na equação (2.13), L é a distância macroscópica em linha reta entre dois pontos que definem a trajetória de fluxo e L_e é a distância de transporte microscópica ou efetiva entre os mesmos dois pontos.

Como L_e é maior que L , a tortuosidade é inferior à unidade, afirmando que o transporte de massa devido à difusão em meios porosos é menor que o mesmo transporte em meios aquosos ou de solução livre (figura 2.16).

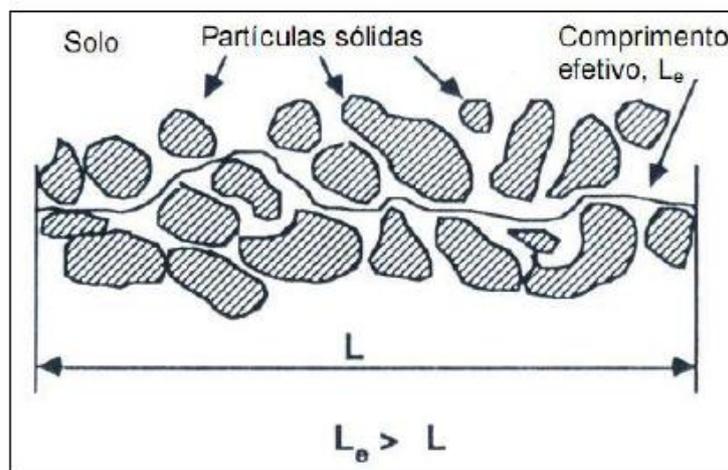


Figura 2.16: Conceito de comprimento efetivo no transporte em solo (Fonte: Faciola, 2009).

A maior ou menor influência de cada tipo de mecanismo de transporte é verificada em um ensaio em coluna, pelo número de Peclet, parâmetro baseado no transporte advectivo e no transporte dispersivo/difusivo (equação 2.14).

$$P_L = \frac{Lv}{D_h} \quad (2.14)$$

Na equação (2.14), P_L é o número de Peclet; v é a velocidade linear média ou velocidade de infiltração.

O transporte é considerado dominado pela advecção se $P_L \geq 50$ e dominado por difusão molecular se $P_L \leq 1$, conforme a figura 2.17.

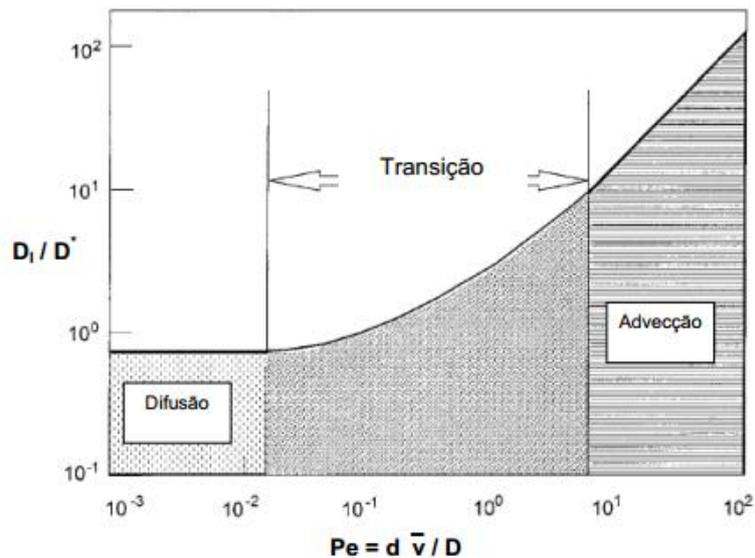


Figura 2.17: Tipo de transporte dominante (Fonte: Yong, 2001).

2.4.2. Processos Bio-físico-químicos

As diversas interações entre o solo e a solução estão diretamente relacionadas ao comportamento do solo, à resistência, à estrutura, à compressibilidade, à condutividade hidráulica e ao volume de vazios.

Faz-se necessário avaliar as variáveis químicas, físico-químicas e biológicas que afetam a relação entre o solo, mais precisamente as argilas, e o contaminante.

Os processos de potencial importância no retardo do fluxo das espécies químicas no fluido em migração incluem as reações de adsorção-dessorção, reações ácido-base, reações de

dissolução-precipitação, reações de oxi-redução, pareamento de íons ou complexação e síntese microbiana.

Essas reações químicas, associadas aos processos de interação solo-poluinte, podem ocorrer inteiramente na fase líquida ou provocar a transferência do soluto desta para a fase sólida do solo, ou ainda para a fase gasosa, no caso da zona não saturada.

A) Sorção e Dessorção

As reações químicas que envolvem a transferência de soluto do fluido para a fase sólida do solo, mais relevantes nos problemas geotécnicos relativos à disposição de resíduos, são as de adsorção e dessorção de íons e moléculas na superfície das partículas de solo (Demuelenaere, 2004).

De maneira geral, o termo sorção (ou adsorção) vem sendo empregado para denominar o processo em que os solutos são removidos da solução, sem levar em consideração o mecanismo atuante. Quando os processos de atenuação são de difícil distinção, o termo sorção é o mais indicado para transferência de massa da interface sólido-líquido.

A adsorção é um processo físico-químico no qual uma substância é acumulada numa interface entre fases. É quando substâncias contidas em um líquido se acumulam numa interface sólido-líquido.

Lopes (2005) comenta que o processo de adsorção ocorre até que seja atingido o equilíbrio entre a quantidade de espécies ligadas ao sólido e a porção que permanece na solução (concentração final C_f).

Os dados de equilíbrio são mostrados através de isotermas de adsorção (tabela 2.6), que são necessárias antes de se poder aplicar a equação de projeto.

Tabela 2.6. Alguns modelos de isotermas de adsorção disponíveis na literatura.

Isoterma	Equação	Vantagens	Desvantagens	Referência
Langmuir	$q = \frac{bq_m C_e}{1 + bC_e}$	Parâmetros interpretáveis	Não estruturada, adsorção monocamada	Langmuir (1918)
Freundlich	$q = KC_e^{1/n}$	Expressão simples	Não estruturada, sem decaimento	Freundlich (1915)
Combinação Langmuir-Freundlich	$q = \frac{bq_m C_e^{1/n}}{1 + bC_e^{1/n}}$	Combinação das anteriores	Desnecessariamente complicada	Sips (1948)
Radke e Prausnitz	$\frac{1}{q} = \frac{1}{aC_e} + \frac{1}{bC_e^\beta}$	Expressão simples	Empírica, com 3 parâmetros	Radke e Prausnitz (1972)
Reddlich-Peterson	$q = \frac{aC_e}{1 + bC_e^n}$	Aproximação em altas conc. para Eq. Freundlich	Sem vantagens especiais	Jossens <i>et al</i> (1978)
Brunauer-Emmett-Teller. (BET)	$q = \frac{BCQ^o}{(C_s - C)[1 + (B-1)C/C]}$	Adsorção multicamada; com pto de inflexão	Sem "capacidade total" equivalente	Brunauer <i>et al</i> (1938)
Dubinin-Radushkevich	$\frac{W}{W_e} = \exp\left[-k\left(\frac{\epsilon}{\beta}\right)^2\right]$	Independente de temperatura; teoria de Polnyi	Comportamento não limitado no regime da lei de Henry	Dubinin e Radushkevich (1947)

(Fonte: Volesky, 2001 apud Lopes, 2005).

Coulson e Richardson (1979) apud Lopes (2005) indicam a existência de três grandezas a considerar no processo: C - concentração no fluido, C_S - concentração sobre o sólido e T - temperatura. O equilíbrio pode apresentar-se graficamente mantendo C constante (isóbaras de adsorção), mantendo C_S constante (isólogas de adsorção) ou mantendo T constante (isotermas de adsorção). Essas últimas são as mais usuais, sendo apresentadas na figura 2.18.

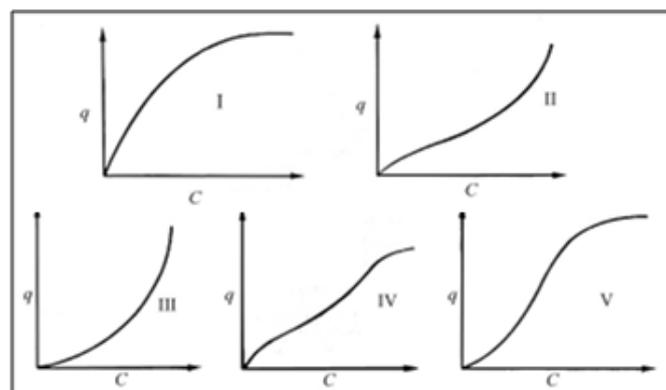


Figura 2.18: Isotermas de adsorção típicas (Fonte: Pena, 2000 apud Lopes, 2005).

- Isoterma tipo I: é reversível e típica de adsorventes microporosos. Capacidade de adsorção limitada é a forma mais comumente encontrada em processos de adsorção de um sólido em solução (Kipling,1965);
- Isoterma tipo II: é reversível e típica de adsorventes não-porosos ou macroporosos (Pena, 2000 apud Lopes, 2005);
- Isoterma tipo III: é reversível, porém pouco comum, aparecendo em casos bem específicos. (Pena, 2000 apud Lopes, 2005);
- Isoterma tipo IV: não é reversível, é típica de adsorventes mesoporos (Pena, 2000 apud Lopes, 2005); e
- Isoterma tipo V: é, também, uma forma pouco comum. Está relacionada com a isoterma do tipo III, por envolver fracas forças de interação entre o adsorbato e o adsorvente, porém é não reversível.

A mais simples isoterma de adsorção é dada pelo coeficiente de distribuição linear ou K_d linear (equação 2.15).

$$C_{i(ads.)} = K_d C_{i(sol.)} \quad (2.15)$$

Na equação (2.15), $C_{i(ads.)}$ é a concentração da espécie de interesse adsorvida na fase sólida (mol/kg); $C_{i(sol.)}$ é a concentração da espécie na solução (mol/L).

A figura 2.19 mostra a representação do coeficiente de distribuição linear em uma isoterma simples de adsorção.

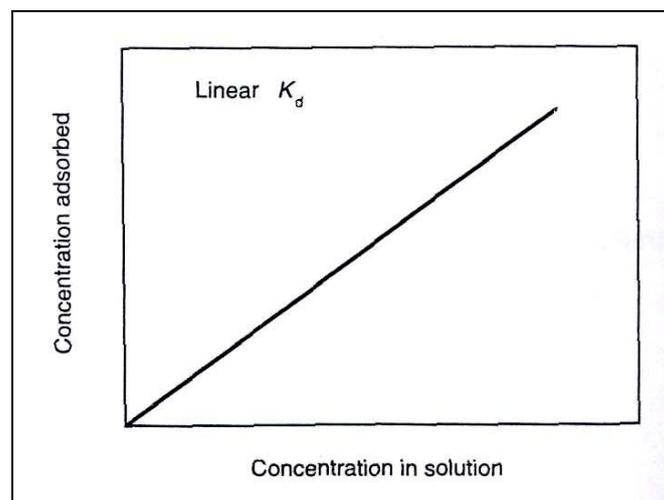


Figura 2.19: Coeficiente de distribuição linear (Fonte Drever, 1997 apud Lopes, 2005).

Quando a relação entre a concentração adsorvida e a concentração do poluente na solução não for linear, a correlação é dada por uma função de distribuição K_f (figura 2.20).

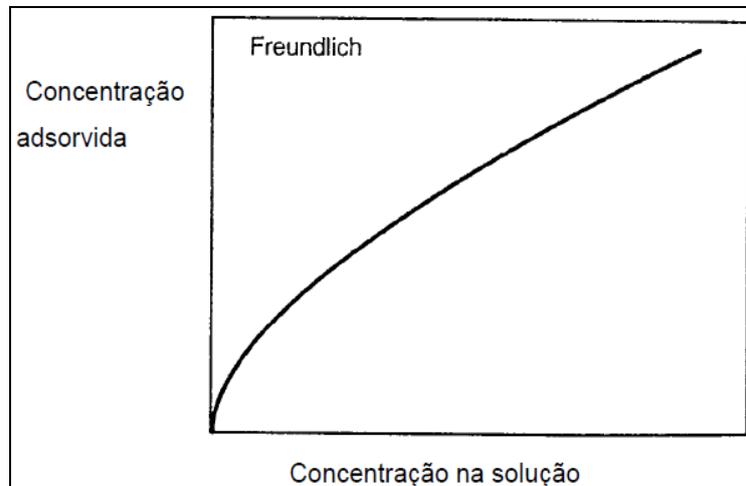


Figura 2.20: Exemplo de uma isoterma de Freundlich
(Fonte Drever, 1997 apud Lopes, 2005).

A equação 2.16 representa a isoterma de Freundlich.

$$C_{i(ads.)} = K_f C_{i(sol.)}^n \quad (2.16)$$

Para a equação (2.16), n é uma constante, geralmente menor que 1, fazendo com que a curva se torne menos íngreme para maiores concentrações.

Durante o fluxo, a transferência da massa do soluto da solução para a matriz sólida do solo implica na redução da velocidade da frente de contaminação em relação à velocidade do fluido percolante, provocando o chamado retardamento da frente poluidora.

A grandeza que quantifica este fenômeno é o fator de retardamento (equação 2.17), R_d , que é a razão entre a velocidade do fluido percolante e a velocidade da frente de contaminação a $C/C_0 = 0,5$. O fator de retardamento pode ser obtido a partir de Ensaios de Coluna.

$$R_d = \frac{v}{v_R} \quad (2.17)$$

Na equação (2.17), R_d é o coeficiente adimensional de retardamento; v é a velocidade linear média do fluido no meio poroso; v_R é a taxa média de migração do centro de massa de uma dada espécie química.

O fator de retardamento é utilizado para avaliar a capacidade de retenção do solo, dependente da atividade do solo, da concentração inicial da substância na solução contaminada, do pH da solução, da temperatura e da velocidade de percolação.

Podem-se subdividir os mecanismos de adsorção em: adsorção física e adsorção química, conforme as forças de atração envolvidas.

A.1) Adsorção física

É dito adsorção física quando forças atrativas provocam um desequilíbrio de cargas causando a atração de contaminantes para a superfície do solo.

As moléculas adsorvidas sobre uma superfície vazia são mantidas por forças de atração relativamente fracas, devido a forças de Van der Waals. Normalmente são reações reversíveis onde a molécula adsorvida move-se livremente próximo a superfície do sólido (Gomide, 1988).

A.2) Adsorção química

Neste caso o soluto é incorporado à superfície do solo através de reações químicas por meio de ligações covalentes. Este fenômeno é caracterizado por formar uma única camada sobre a superfície sólida. É irreversível e libera energia em quantidades consideráveis.

Para McCabe et al (1985) dois tipos de adsorção química são encontradas: ativadas e não ativadas. Adsorção química ativada significa que a taxa varia com a temperatura de acordo com a ativação finita de energia. Entretanto, alguns sistemas de adsorção química ocorrem muito rapidamente, sugerindo uma energia de ativação próxima de zero. Isto é denominado adsorção química não ativada. A tabela 2.7 mostra algumas diferenças entre adsorção física e adsorção química.

Tabela 2.7: Adsorção Física x Adsorção Química.

PARÂMETROS	ADSORÇÃO FÍSICA	ADSORÇÃO QUÍMICA
Adsorvente	Todos os sólidos	Alguns sólidos
Adsorvido	Todos os gases abaixo da temperatura crítica	Alguns gases reativos quimicamente
Alcance de temperatura	Baixa temperatura	Geralmente alta temperatura
Calor de adsorção	Baixo (ΔH_{cond})	Alta ordem de calor de reação
Taxa, energia de ativação	Muito rápido, baixa energia	Não ativada, baixa energia Ativado, alta energia
Camada	Multicamadas possíveis	Monocamada
Reversibilidade	Altamente reversível	Frequentemente irreversível
Importância	Para determinação da área superficial e tamanho dos poros	Para área de centro ativo e elucidação de reação cinética de superfície

(Fonte: Volesky, 2001 apud Lopes, 2005).

Na dessorção de íons, contrariamente a adsorção, ocorre a remoção do soluto da superfície da partícula sólida. Já na absorção, o soluto encontra-se sorvido no interior da partícula não somente fixado em sua superfície, como na adsorção.

B) Troca Iônica

Na troca iônica a mudança na composição da solução ocorre pela troca de íons entre a superfície das partículas e a solução.

Grim (1968) apud Lopes, 2005 explica como troca iônica a existência de partículas iônicas nas faces dos argilominerais equilibradas por íons trocáveis que aderem às superfícies e extremidades deste sem que isso acarrete em mudanças na sua estrutura cristalina (figura 2.21).

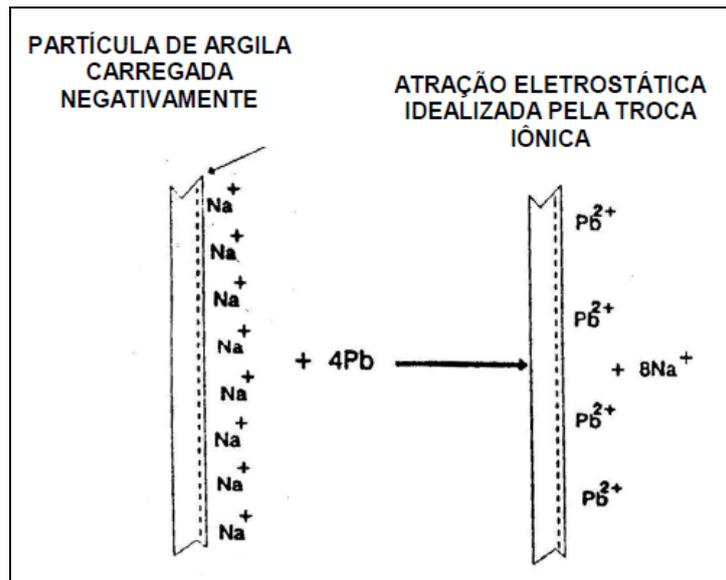


Figura 2.21: Demonstração da atração eletrostática pelo processo de troca iônica (Fonte: Yong, 1992 apud Lopes, 2005).

Podemos dividir o processo de troca iônica em troca catiônica e troca aniônica.

B.1) Troca Catiônica

A capacidade de troca de catiônica (CTC) é um parâmetro que estabelece a capacidade de cátions trocáveis retidos por pontos de cargas negativas nos sólidos do solo. A capacidade de trocar cátions das partículas de argila resulta basicamente de (Bonato et al., 1998):

- Quebra de ligações próximas à margem da unidade estrutural;
- Substituições isomórficas na estrutura cristalina; e
- Ionização de grupos hidroxílicos na superfície dos minerais.

Basso (2003) menciona a importância da valência do cátion na facilidade de substituição do íon (tabela 2.8). Quanto maior a valência do cátion aderido à superfície da argila, mais difícil de substituí-lo. Íons de igual valência, quanto maior o tamanho do íon, maior o poder de substituição.

Tabela 2.8: Série de preferência em função do argilomineral para cátions bivalentes.

Caulinita	$Cd^{+2} < Zn^{+2} < Mg^{+2} < Cu^{+2} < Ca^{+2} < Pb^{+2}$
Ilita	$Mg^{+2} < Cd^{+2} < Ca^{+2} < Zn^{+2} < Cu^{+2} < Pb^{+2}$
Esmectita	$Zn^{+2} < Cd^{+2} < Mg^{+2} < Cu^{+2} < Pb^{+2} < Ca^{+2}$

(Fonte: Elbachá, 1989).

A ausência de cargas e a grande distância entre as camadas dos argilominerais de três camadas (2:1), altamente sorcivos e expansivos, provoca um aumento considerável na sua capacidade de troca catiônica.

Costa (2002) salienta que um dos fatores mais importantes nos processos de interação solo-contaminante e no transporte de substâncias através do solo é o fenômeno de expansão/contração da camada dupla. A contração da camada dupla devido, por exemplo, à substituição de cátions monovalentes por cátions bivalentes, na superfície da partícula argilosa, aumenta os espaços vazios entre as partículas, aumentando a condutividade hidráulica e acelerando o avanço do fluido percolante. Se determinada troca iônica vier a favorecer a expansão da camada dupla, analogamente ocorrerá o contrário, a condutividade hidráulica irá diminuir e o avanço do fluido percolante será retardado. Tal fenômeno é ilustrado na figura 2.22.

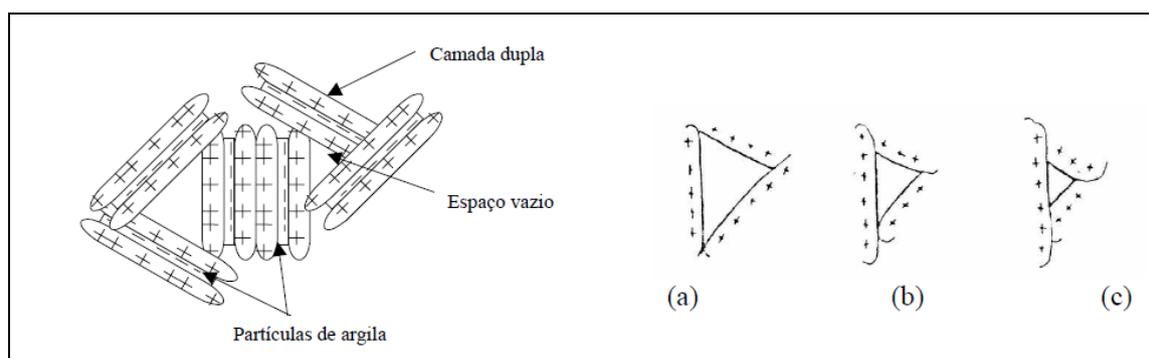


Figura 2.22: Fenômeno de expansão/contração da camada dupla (a) contração; (b) normal – referência acima; (c) expansão (Fonte: Rowe et. al, 1995 apud Costa, 2002).

A capacidade de troca catiônica é apresentada na tabela 2.9 para determinados argilominerais:

Tabela 2.9: Capacidade de troca catiônica de alguns argilominerais.

Argilomineral	meq/100g
Esmectita	80-150
Caulinita	3-15
Haloisita – 2H ₂ O	5-10
Haloisita – 4H ₂ O	10-40
Ilita ou clorita	10-40
Vermiculita	100-150

(Fonte: Grim, 1968 apud Lopes, 2005).

Segundo Borges (1996) o processo de troca iônica é influenciado pelo pH da solução. Para soluções ácidas, pH menor que 7, tem-se uma alta concentração do íon H⁺, que bloqueia a substituição por outros cátions, resultando em uma menor troca catiônica em relação a soluções alcalinas, pH maior que 7.

Em geral, a capacidade de troca catiônica cresce com o aumento do pH do fluido nos poros do solo. Isto ocorre devido ao aumento do nível de dissociação de hidroxila (OH⁻) nas extremidades e nas superfícies das partículas de argila, resultando em aumento da carga líquida negativa das mesmas (figura 2.23).

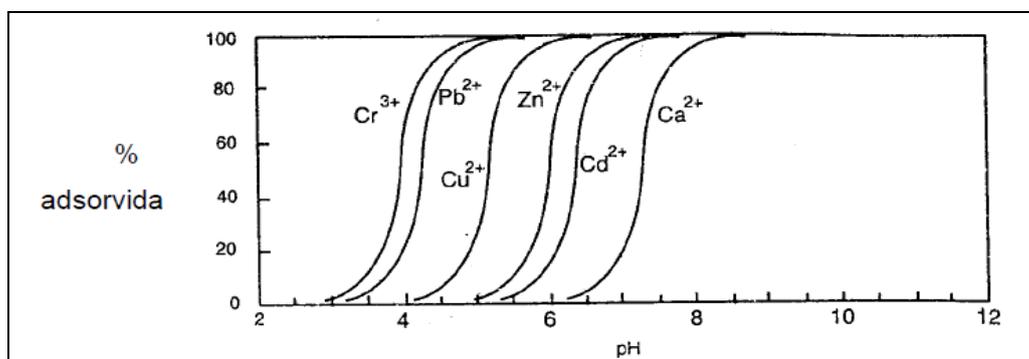


Figura 2.23: Adsorção de cátions metálicos em função do pH

(Fonte: Dzombak e Morel, 1990).

B.2) Troca Aniônica

Leite (2000) caracteriza a adsorção de ânions, como íons adsorvidos especificamente, ou seja, ânions extraídos com um ânion que o substitua e também são presos eletrostaticamente como os cátions.

Conforme Bonaparte (1982), ao contrário do que ocorre com os cátions, a adsorção de ânions é geralmente estimulada em ambientes ácidos. Para valores de pH maiores que oito, a capacidade de troca catiônica é consideravelmente maior, enquanto que, para valores abaixo de quatro, a troca aniônica pode ser significante (figura 2.24).

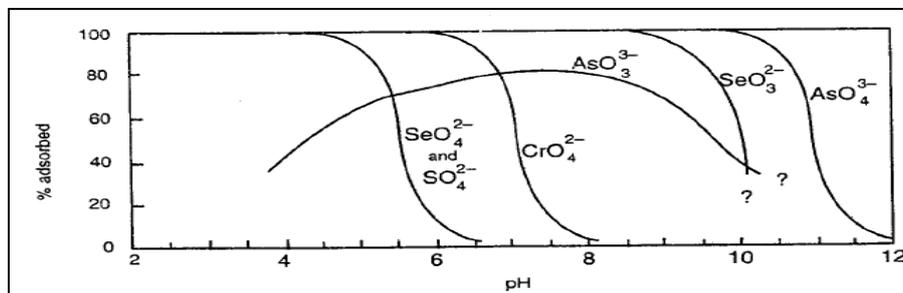


Figura 2.24: Adsorção de ânions em função do pH (Fonte: Dzombak e Morel, 1990).

Para Grim (1968) apud Lopes (2005), ela se dá em função da substituição de hidroxilas (OH) ou da adsorção de íons que possuam formas semelhantes ao tetraedro de sílica, como os fosfatos, arsenatos, e carbonatos, nas extremidades dos tetraedros de sílica.

C) Complexação

É a combinação por ligação coordenada de um cátion metálico com um ânion ou uma molécula polar, os quais podem ser orgânicos ou inorgânicos. Em geral, os complexos formados com ligantes inorgânicos são mais fracos que os formados com ligantes orgânicos (Yong et al, 1992). O arranjo é chamado complexo, formando ligações covalentes ou eletrostáticas.

Para ligantes inorgânicos, os ânions mais comuns são:



Textualmente para Yong et al. (1992), o aumento da estabilidade dos complexos ocorre em pH alto decorrente do aumento da ionização dos grupos funcionais, o Cu^{+2} é o primeiro elemento na ordem de estabilidade e mantém os complexos estáveis em uma grande variação de pH. A ordem de estabilidade para complexos de metais pesados é:



D) Dissolução e Precipitação

A dissolução é solubilização dos componentes minerais. Os produtos mais comuns são cátions ou ânions inorgânicos ou moléculas orgânicas polares ou apolares.

A precipitação é o processo inverso da dissolução causando desprendimento de substâncias da solução após sua concentração exceder o seu grau de solubilidade. Os fatores que influenciam esse mecanismo são o pH do solo, o pH da água intersticial e a concentração de solutos.

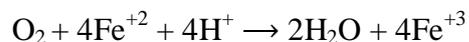
Para Yong et. al. (1992), a precipitação é o principal fator de retenção de metais pesados nos solos através da remoção em baixo pH.

E) Oxidação/Redução

Jardim et al. (2004) definem como reação de oxidação/redução aquela que envolve transferência de elétrons entre reagentes. Tornando-se necessário que um elemento perca elétrons (oxide) para que o outro ganhe (reduza). O redutor é aquela espécie química que tende a ceder elétrons enquanto o oxidante tende a captar esses elétrons.

A oxidação química é uma forma de transformar moléculas ambientalmente indesejáveis em outras moléculas menos tóxicas, para que estas possam ser assimiladas de

modo mais harmonioso na natureza. A reação de oxidação do ferro pode ser observada com frequência na natureza, pois este elemento na presença do O₂ se precipita.



Toda oxidação é acompanhada de uma redução e vice-versa, de maneira que o equilíbrio seja sempre mantido.

A habilidade de uma molécula, átomo ou íon de perder elétrons para outra molécula, átomo ou íon ganhar elétrons é chamada de potencial redox (Eh).

Altos valores de Eh indicam pouca atividade eletrônica, favorecendo a existência de espécies oxidadas e valores baixos de Eh indicam alta atividade eletrônica e espécies reduzidas.

F) Co-solvência

Quando o contaminante é dissolvido em mais de um solvente orgânico adicionado a água. A presença de solventes aumenta a interação entre o soluto e o solvente. Usa-se para dissolver outra substância na preparação de uma solução. Efetivamente aumenta a solubilidade de muitos compostos orgânicos.

G) Ionização

O fenômeno da ionização é uma reação química que ocorre quando a água atua como reagente, formando íons que não existiam antes em substâncias moleculares.

Um fator que influencia consideravelmente a resistividade do solo é a quantidade de sais presentes em sua composição. É importante ressaltar que a resistividade da água pura é quase infinita, ou seja, a água seria um isolante perfeito caso não contivesse sais, pois através da ionização, permitem a condução de correntes elétricas (Tuma, 2005).

Alguns compostos (fenóis e ácidos alifáticos) podem perder um próton e tornarem-se ionizados, e por consequência, mais solúveis.

H) Filtração

Quando partículas em suspensão da água ficam retidas na superfície do solo por possuírem diâmetro superior ao diâmetro dos poros do solo. As partículas com diâmetros inferiores que os poros conseguem penetrar o solo e seguir o fluxo da água infiltrante enquanto as maiores ficam retidas a superfície formando uma membrana de alta resistividade que dificulta a percolação da água e de partículas finas. É um mecanismo de fixação que filtra os contaminantes suspensos.

A filtração pode ser melhorada artificialmente com o uso de geotêxteis.

I) Hidrólise

Hidrólise é uma reação química de decomposição de um mineral silicatado com moléculas de água. Reação de alteração envolvendo ionização do fluido aquoso produzindo íons hidrogênio (H^+) que vão dissolver principalmente os metais alcalinos terrosos (Ca^+ e Mg^+) e alcalinos (K^+ e Na^+) deixando como produto um hidróxido, um óxido ou um argilomineral, dependendo do mineral e das condições físico-químicas em que se processa a reação.

Difícilmente somente a água, sem outra ajuda, pode realizar uma hidrólise completa. Neste caso é necessário operar a temperaturas e pressões elevadas. Para que a reação seja rápida e completa é sempre indispensável um agente acelerador. Os mais importantes são os álcalis, ácidos e enzimas hidrolizantes.

Na hidrólise total, toda a sílica e potássio são eliminados. Na hidrólise parcial, em função do grau de eliminação do potássio e da sílica, pode ocorrer total eliminação ou parte desse potássio não ser eliminado. Isso vai depender das condições de pluviosidade e drenagem dos perfis. Se essas condições forem boas, acarretará na eliminação total, caso contrário, a eliminação será parcial.

J) Metabolização

É uma transformação química de compostos principalmente orgânicos devido à ação de microorganismos presentes no solo. Essa técnica de bioaumentação consiste na adição de culturas bacterianas com comprovada atividade degradadora dos poluentes a um local, garantindo que o consórcio adequado de microrganismos estará presente em suficientes tipos, número e compatibilidade, a fim de metabolizar o poluente de forma eficaz (Tonini., 2011).

A matéria orgânica consiste na fonte de carbono e energia para os microrganismos, ou seja, um alto teor de matéria orgânica está associado a uma maior abundância e diversidade microbiana. Níveis mais baixos de matéria orgânica, normalmente, relacionam-se com uma menor abundância bacteriana.

Quando os microrganismos requerem oxigênio para o seu metabolismo, a biodegradação é dita aeróbia; do contrário, é dita anaeróbia.

K) Volatilização

Volatilização é um processo de transferência no qual um elemento químico passa de uma fase líquida ou sólida para a fase gasosa. Portanto, é um processo mais ligado ao transporte. Quanto maior é a pressão de vapor, mais volátil é a substância. Os compostos são classificados em termos de volatilidade, de acordo com sua pressão de vapor a 20°C (Grubb, 1998).

- 1 mm Hg < pressão de vapor - voláteis
- 10^{-10} mm Hg < pressão de vapor < 1 mm Hg - semi-voláteis

A volatilização de uma substância ocorre continuamente até a pressão parcial da mesma nesta fase se igualar à sua pressão de vapor. Para misturas de compostos é válida a Lei de Raoult, com relação à volatilidade (equação 2.18).

$$P_{ei} = P_i X_i \quad (2.18)$$

Na equação (2.18), P_{ei} é a pressão de vapor efetiva do composto i na mistura; P_i é a pressão de vapor do composto puro i ; e X_i é a fração molar do contaminante i na mistura.

A constante de Henry é uma medida da volatilidade, quanto maior o valor da constante, mais volátil é o composto.

É definida como a razão entre a pressão de vapor, em atm, de um determinado orgânico e seu limite de solubilidade em água a uma temperatura de 20 a 25°C, de acordo com a Lei de Henry (equação 2.19).

$$H = \frac{P_i}{C_{iw}} \quad (2.19)$$

Para a equação (2.19), H é a constante de Henry; e C_{iw} limite molar de solubilidade em água de 20 a 25°C; P_i é a pressão de vapor.

A constante de Henry pode também ser definida como a relação entre as concentrações de um composto em sua fase vapor e em sua fase líquida, em estado de equilíbrio e com a concentração em fase líquida tendendo a zero (IBP, 2000). A lei de Henry é válida quando a substância é pouco solúvel, a fase gasosa pode ser considerada ideal, a substância não reage com o solvente ou com outras substâncias dissolvidas (Schmidt, 2010).

A constante de proporcionalidade da lei de Henry pode também ser expressa como um coeficiente de partição ar-água (Yong et al., 1992) (equação 2.20).

$$H = \frac{C_v}{C_a} \quad (2.20)$$

Na equação (2.20), C_v é concentração da substância na fase de vapor; e C_a = concentração da substância na fase líquida.

2.4.3. Permeabilidade

A permeabilidade é definida pela facilidade da passagem de água no solo, através dos vazios deste, variando de acordo com o tipo de solo em que se encontra. O solo é formado de grãos minerais e matéria orgânica, constituindo uma fase sólida, uma fase líquida, água, e

uma terceira fase, o ar, o qual preenche parte dos poros dos solos não inteiramente saturados de água. Por apresentar alta porosidade, a areia possui um fluxo de água facilitado em relação a um solo fino como a argila.

O fluxo de água é normalmente controlado pela lei de Darcy (equações 2.21 e 2.22):

$$v = ki \quad (2.21)$$

Sendo:

$$i = \frac{\Delta h}{L} \quad (2.22)$$

Nas equações (2.21 e 2.22), v é a velocidade média, aparente ou de Darcy; k é o coeficiente permeabilidade; Δh é a diferença de carga total entre dois pontos; e L a distância entre os dois pontos.

O conhecimento do valor do coeficiente de permeabilidade é muito importante em algumas obras de engenharia, principalmente, na estimativa da vazão que percolará através do maciço e da fundação de barragens de terra, em obras de drenagem, rebaixamento do nível d'água, adensamento, etc. Graves problemas de construção estão relacionados com a presença da água. O conhecimento do coeficiente de permeabilidade e de sua variação é necessário para a resolução desses problemas.

A) Coeficiente de Permeabilidade

O coeficiente k , obtido em laboratório, campo ou estimado através de equação empírica, representa o grau de permeabilidade do solo. Pode ser determinado diretamente ou indiretamente.

A.1) Técnicas de avaliação indireta do coeficiente de permeabilidade - Curva granulométrica

O coeficiente de permeabilidade em solos pedregulhosos e arenosos pode ser estimado pela equação de Hazen, utilizando a análise granulométrica (equação 2.23).

$$k = C d_{10}^2 \quad (2.23)$$

Da equação (2.23), k é a permeabilidade expressa em cm/s; d_{10} é o diâmetro efetivo em cm; $90 < C < 120$, sendo $C = 100$, muito usado.

A.2) Técnicas de medida direta do coeficiente de permeabilidade

A.2.1) Ensaios de laboratório (Permeâmetros)

Os ensaios de laboratório para avaliação direta da permeabilidade de solos são realizados em células chamadas de permeâmetros, onde no seu interior é colocado o corpo de prova para execução do ensaio. Existem duas categorias de permeâmetros usados em laboratório, os permeâmetros de parede flexível e os permeâmetros de parede rígida. Em função do método de execução, os ensaios podem ser denominados: ensaio de carga constante, ensaio de carga variável e ensaio com vazão constante. A escolha do tipo de equipamento a ser utilizado depende das condições de contorno a serem adotadas, assim como do tipo de material a ser ensaiado, das condições de pressão e do fluido percolante (Alonso, 2005).

- **Permeâmetro de parede rígida**

O permeâmetro de parede rígida é constituído por tubo metálico, plástico ou vidro, onde é colocado o corpo de prova para o ensaio. Esse tipo de permeâmetro não é utilizado em ensaios com solos de baixa permeabilidade, pois há a possibilidade de fluxo lateral entre o corpo de prova e molde. Neste caso, podem ser ensaiados de acordo com a recomendação da NBR 13292/95. A figura 2.25 mostra os tipos de permeâmetros de parede rígida mais utilizados.

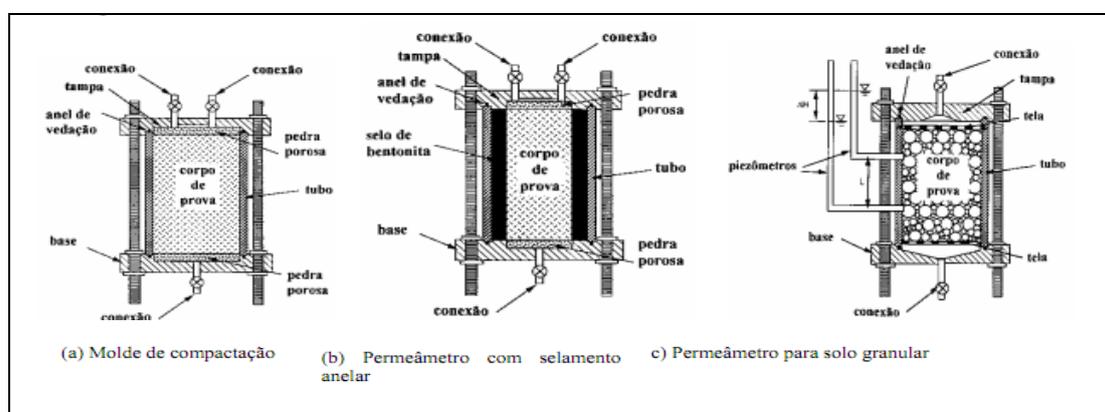


Figura 2.25: Permeâmetros de parede rígida mais utilizados

(Fonte: Daniel et. al., 1984 apud Alonso, 2005).

- **Permeâmetro de parede flexível**

Alonso (2005) comenta que de acordo com a ASTM D5084-90 (1990), o permeâmetro de parede flexível (figura 2.26) é um equipamento utilizado para a determinação do coeficiente de permeabilidade de materiais porosos, cujo valor seja menor ou igual a 10^{-6} m/s.

Com este método de ensaio, o fluxo preferencial nas paredes do permeâmetro é eliminado, há redução no tempo de saturação da amostra e a saturação é mantida durante todo o ensaio. Entretanto citam-se como principais desvantagens:

- Problemas de compatibilidade química da membrana com líquidos utilizados na percolação;

- Dificuldades de execução do ensaio com tensões de compressão muito baixas; e
- Problemas de difusão através da membrana.

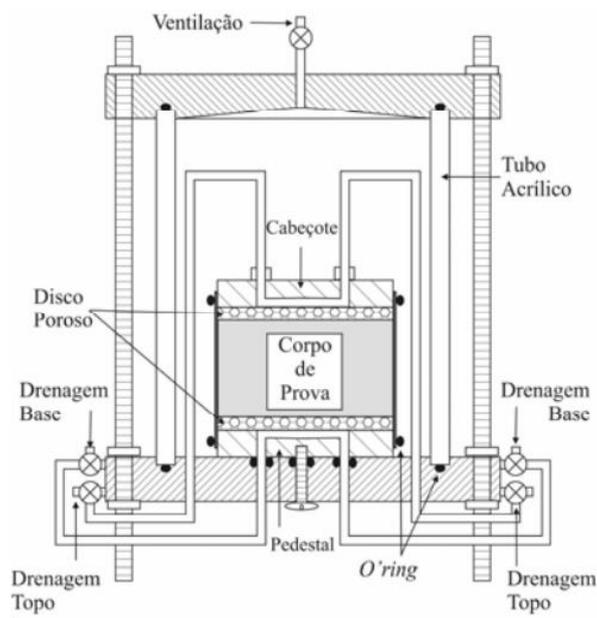


Figura 2.26: Permeâmetro de parede flexível
(Fonte: Daniel et. al., 1984 apud Alonso, 2005).

- **Método de ensaio - carga constante**

A permeabilidade é determinada medindo-se a quantidade de água, mantida a nível constante, que atravessa em um determinado tempo uma amostra de solo de seção e altura conhecidas. Possui a vantagem da simplicidade de cálculo e pressão constante na amostra, o que evita a variação volumétrica (figura 2.27). A quantidade de água é medida por uma proveta graduada, com esta determina-se o coeficiente de permeabilidade através da vazão (Q), conforme expressões (2.24 a 2.28).

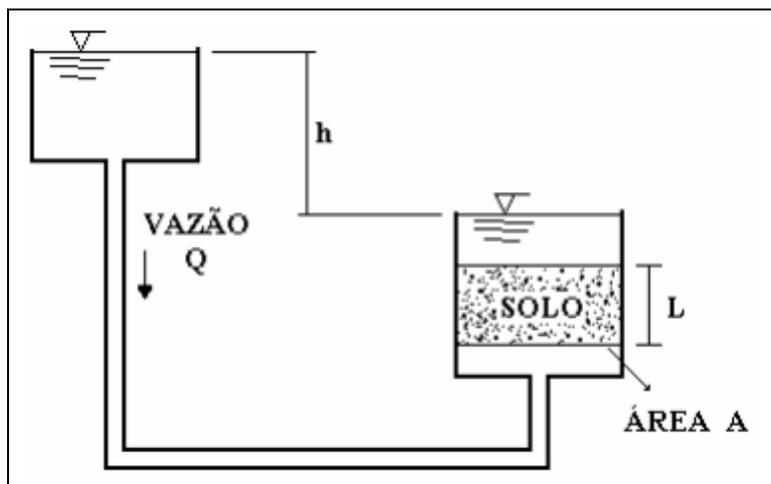


Figura 2.27: Ensaio a carga constante.

$$Q = vA \quad (2.24)$$

Sendo:

$$v = ki \quad (2.25)$$

portanto:

$$Q = kiA \quad (2.26)$$

e:

$$Q = k \frac{h}{L} A \quad (2.27)$$

logo:

$$k = \frac{QL}{hA} = \frac{VL}{hAt} \quad (2.28)$$

Nas equações (2.24 a 2.28), k é a permeabilidade; v é a velocidade; i é o gradiente hidráulico; Q a vazão; L o comprimento; A é a área da amostra; h é a diferença de nível; V o volume; e t o tempo.

- **Método de ensaio - carga variável**

Em se tratando de solos finos (solos argilosos e siltosos), o ensaio com carga constante torna-se inviável, devido à baixa permeabilidade destes materiais. Há pouca percolação de água pela amostra, dificultando a determinação do coeficiente de permeabilidade. Para tais solos é mais vantajosa a utilização de ensaios com carga variável, conforme mostra a figura 2.28.

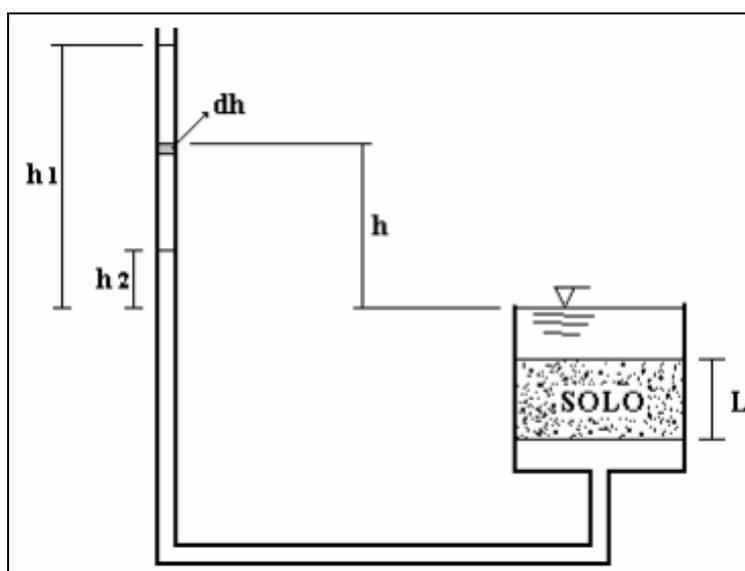


Figura 2.28: Ensaio de carga variável .

Determinando-se o coeficiente de permeabilidade (k), conforme as equações 2.29 a 2.34:

$$h = f(t) \quad (2.29)$$

Conforme a equação 2.26:

$$Q = \frac{V}{t} = kiA \quad (2.26)$$

rearranjando:

$$V = kiAt \quad (2.30)$$

e:

$$dV = kiAdt \quad (2.31)$$

(na amostra)

$$dV = -adh \quad (2.32)$$

(na bureta)

então:

$$-adh = kiAdt \quad (2.33 \text{ e } 2.34)$$

Da equação 2.22:

$$i = \frac{h}{L} \quad (2.22)$$

substituindo (Eq. 2.22 em 2.30 e 2.31):

$$-adh = k \frac{h}{L} Adt \quad (2.33- a)$$

rearranjando:

$$\frac{kA}{La} dt = \frac{-dh}{h} \quad (2.33- b)$$

integrando:

$$\int_{t_1}^{t_2} \frac{kA}{La} dt = - \int_{h_1}^{h_2} \frac{dh}{h} \quad (2.33- c)$$

conclui-se:

$$k = \frac{aL}{A(t_2 - t_1)} 2,3 \log \left(\frac{h_1}{h_2} \right) \quad (2.34)$$

Nas equações (2.29 a 2.34), k é a permeabilidade; a é a área da bureta; A é a área da amostra; L é o comprimento da amostra; dV o volume elementar; dh a altura elementar; h são as leituras na bureta; e t é o tempo correspondente às leituras h .

- **Método de ensaio - fluxo constante**

Heineck (2002) comenta que o ensaio utilizando-se do permeâmetro a fluxo constante é realizado por meio do bombeamento do líquido através da amostra, a uma taxa de fluxo constante, e medição da perda de pressão ocasionada pela passagem do líquido pela amostra através de um transdutor diferencial de pressão. Possui a vantagem de possibilitar a realização de ensaios em curto espaço de tempo e automação total do equipamento.

A.2.2) Ensaios de campo

Segundo Trautwein e Boutwell (1994), existem diferentes ensaios de campo para determinação da condutividade hidráulica dos solos. Esses ensaios podem ser realizados em furos de sondagem, em poços ou em cavas; utilizando piezômetros e equipamentos e arranjos especiais, como os infiltrômetros.

Os infiltrômetros de anel duplo e os ensaios em furos de sondagem são as técnicas mais usadas.

A.3) Fatores que influenciam a permeabilidade

Lisboa (2006) explica os principais fatores que influenciam no coeficiente de permeabilidade: granulometria, índice de vazios, composição mineralógica, estrutura, fluido, macro-estrutura e a temperatura.

A.3.1) Granulometria

O tamanho das partículas que constituem os solos, em particular a distribuição granulométrica, influencia no valor da permeabilidade. Nos solos pedregulhosos sem finos (partículas com diâmetro superior a 2 mm), por exemplo, o valor de “k” é superior a 0,01 cm/s. Já nos solos finos (partículas com diâmetro inferior a 0,074 mm) os valores de “k” são bem inferiores, como mostra a tabela 2.10.

Tabela 2.10 - Valores de coeficiente de permeabilidade.

FRAÇÃO DE SOLO	k (m/s)
Argilas	$< 10^{-9}$
Siltes	10^{-6} a 10^{-9}
Areias argilosas	10^{-7}
Areias Finas	10^{-5}
Areias médias	10^{-4}
Areias grossas	10^{-3}

(Fonte: Caputo, 1996).

A.3.2) Índice de vazios

O índice de vazios influencia no valor da permeabilidade absoluta. Quanto mais poroso for um solo (maior o volume dos poros), maior será o índice de vazios, por

consequente, mais permeável (para argilas, isto não se verifica, pelo diminuto tamanho dos poros).

Para Pazzetto (2009), quanto mais compacto estiver o solo, menor sua permeabilidade, pois os tamanhos e forma dos canalículos serão menores. Verifica-se na figura 2.29 que a condutividade hidráulica de diferentes solos e rochas diminui à medida que o índice de vazios diminui.

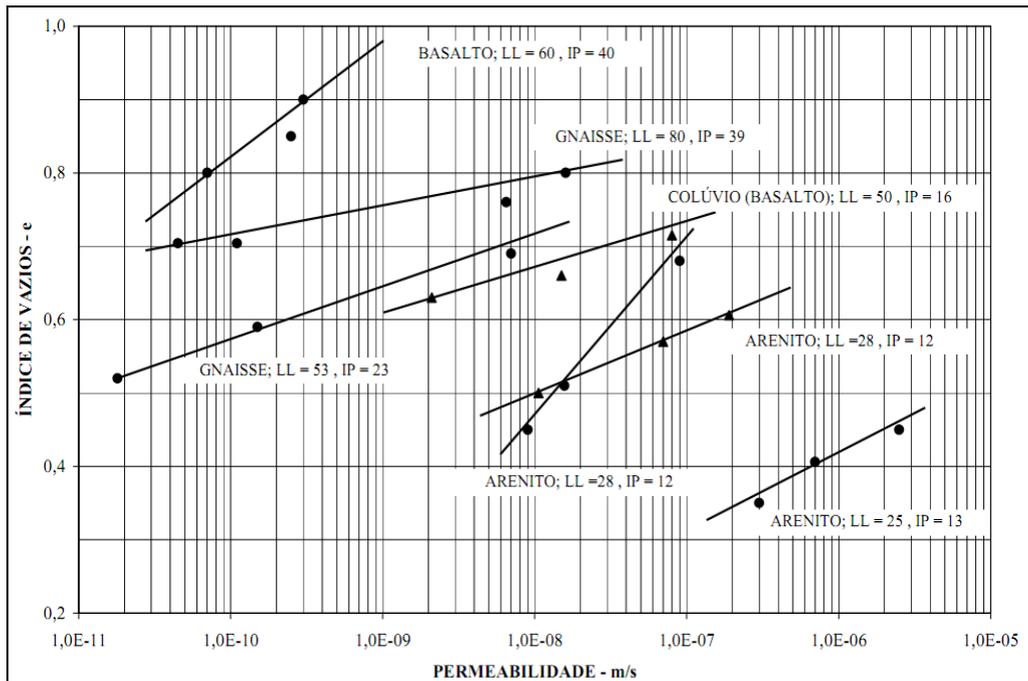


Figura 2.29: Resultados de ensaios de permeabilidade em solos residuais (Fonte: Lisboa, 2006).

A equação de Taylor (expressão 2.35), adequada para areias, correlaciona o coeficiente de permeabilidade com o índice de vazios do solo. Quanto mais fofo o solo, mais permeável ele é. Conhecido o k para certa compactidade solo, pode-se calcular o k para outra, por proporcionalidade.

$$\frac{k_1}{k_2} = \frac{e_1^3}{(1 + e_1)} \frac{(1 + e_2)}{e_2^3} \tag{2.35}$$

Na equação (2.35), k representa o coeficiente de permeabilidade; e o índice de vazios.

A influência do índice de vazios sobre a permeabilidade, em se tratando de areias puras e graduadas, pode ser expressa pela equação de Casagrande (equação 2.36).

$$k = 1,4k_{0,85}e^2 \quad (2.36)$$

Conforme a equação (2.36), $k_{0,85}$ é o coeficiente de permeabilidade do solo quando $e = 0,85$.

A.3.3) Composição mineralógica

De acordo com Vargas (1977), a predominância de alguns tipos de minerais na constituição dos solos tem grande influência na permeabilidade. Por exemplo, argilas moles que são constituídas, predominantemente, de argilominerais (caulinitas, ilitas e montmorilonitas) possuem um valor de “ k ” muito baixo, que varia de 10^{-7} a 10^{-8} cm/s. Já nos solos arenosos, cascalhentos sem finos, que são constituídos, principalmente, de minerais silicosos (quartzo) o valor de “ k ” é da ordem de 1,0 a 0,01 cm/s. Faciola (2009) relaciona essas variações nas propriedades à presença de cátions trocáveis e de substituições isomórficas. A autora apresenta (tabela 2.11) o estudo que Mesri e Olson (1971) apud Faciola (2009) realizaram com argilominerais do grupo da esmectita, ilita e caulinita, a fim de avaliar o comportamento hidráulico destas argilas.

Tabela 2.11 - Condutividade hidráulica dos argilominerais.

ARGILOMINERAL	ÍNDICE DE PLASTICIDADE	CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m/s)
Caulinita	20	$1,5 \times 10^{-8}$
Ilita	60	2×10^{-11}
Montmorilonita	500	1×10^{-13}

Fonte: Mesri & Olson, 1971 apud Faciola, 2009.

A.3.4) Estrutura do solo

Estrutura de um solo é o termo que designa a situação do arranjo das partículas no interior da massa de solo. Variando-se o arranjo, varia a estrutura do solo, a qual depende fundamentalmente do tamanho e da forma dos grãos, bem como dos minerais constituintes.

A classificação mais difundida da estrutura de solo é a NIKIFOROFF, que é feita em função da forma, tamanho e grau de desenvolvimento das unidades estruturais.

1. A FORMA define o que se chama TIPO de estrutura.
2. O TAMANHO é definido como CLASSE de estrutura.
3. DESENVOLVIMENTO é definido como GRAU de estrutura.

A estrutura pode ser definida em:

- Macroestrutura;
- Microestrutura;

Os seus limites são arbitrários e se baseiam na possibilidade ou não de se ver as estruturas à vista desarmada. Para nosso estudo morfológico, o que é discutido é a macroestrutura, pois, para o estudo da microestrutura há necessidade de aparelhos especiais.

O que estudamos no campo é a avaliação quantitativa da macroestrutura.

A compactação é outro fator que está diretamente relacionado com a permeabilidade do solo. A compactação tem como objetivos aumentar a rigidez e a resistência e reduzir a permeabilidade do solo. Visando tornar os grãos do solo mais próximos, reduzindo o índice de vazios e fazendo com que o mesmo atinja valores satisfatórios de permeabilidade, resistência e deformabilidade.

À medida que o solo se aproxima da umidade ótima de compactação, a massa específica seca atinge seu valor máximo. Verifica-se que o ar até então predominante na composição de seus vazios passa a dar lugar à água, que aos poucos vai sendo adicionada ao solo.

Segundo Pinto (2002), quando o solo se encontra abaixo da umidade ótima, a aplicação da maior energia de compactação provoca aumento da densidade seca, mas quando

a umidade é maior que a ótima, maior esforço de compactação pouco ou nada provoca de aumento da densidade, pois não se consegue expelir o ar dos vazios (figura 2.30).

Lambe e Whitman (1969) observaram que solos compactados com o mesmo peso específico seco e diferentes teores de umidade, quando compactados no ramo seco, apresentam uma estrutura floculada e valores de condutividade hidráulica mais elevados do que quando compactados no ramo úmido, quando apresentam uma estrutura dispersa (figura 2.31).

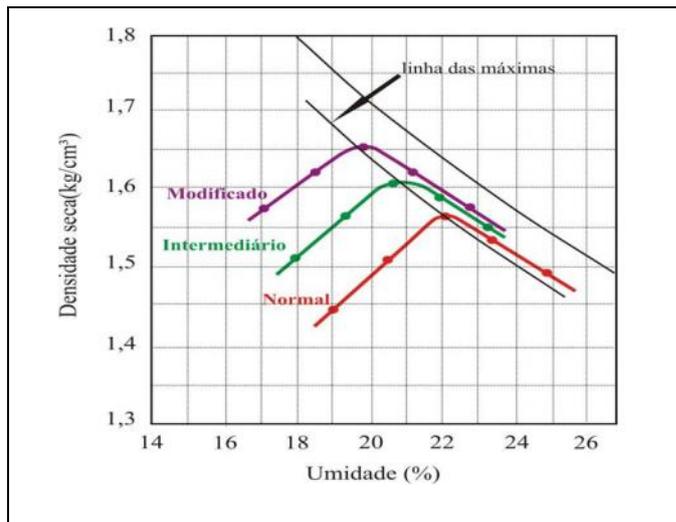


Figura 2.30: Curvas de umidade x densidade para energias de compactação diferentes (Fonte: Senço, 1997).

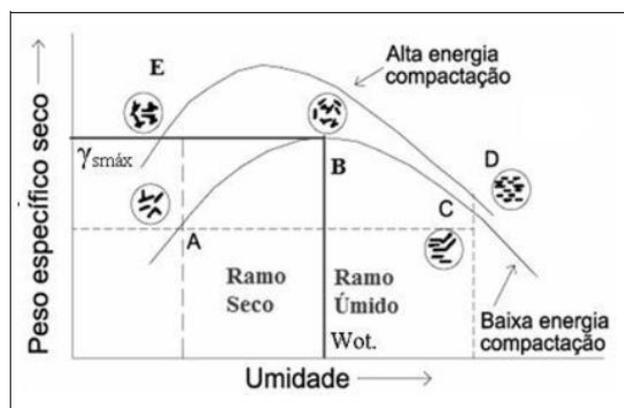


Figura 2.31: Alteração da estrutura do solo devido à energia e umidade de compactação. (Pinto, 2002).

De acordo com Boscov (1997), também devemos levar em consideração o grau de saturação inicial, pois este é o parâmetro utilizado para a localização de diferentes combinações de teor de umidade e peso específico seco relativo ao teor de umidade ótimo, independente da energia de compactação. A permeabilidade tende a decrescer com o aumento do grau de saturação, ou seja, maior grau de saturação significa aumento de energia. Porém, aumento na saturação inicial, não necessariamente resulta em diminuição da permeabilidade. Se o teor de umidade estiver muito acima do ótimo, a condutividade hidráulica pode aumentar enquanto a saturação permanece constante.

A.3.5) Fluido

Nos solos, em geral, o fluido é a água com ou sem gases (ar) dissolvidos. Fluidos com velocidades menores, devido ao aumento da viscosidade, resulta em redução na condutividade hidráulica, pois aumenta a dificuldade com que atravessam os poros do solo.

Shackelford (1994) comenta os efeitos provocados pela química do percolado ao entrar em contato com o solo, como: floculação da argila, dissolução de argilominerais, entre outros, que podem aumentar a condutividade hidráulica. Segundo Daniel et al (1984), o contato prolongado do material utilizado no *liner* com ácidos fortes, solventes orgânicos ou químicos cáusticos geralmente aumentam as taxas de infiltração.

A.3.6) Macroestrutura

A macroestrutura é a existência de heterogeneidades no solo, tais como presença de rocha sã ou parcialmente alterada, ou descontinuidades reliquiares, herdadas da rocha-mãe, por onde a água pode circular mais rapidamente. A estrutura de determinado solo é consequência dos processos gerais de seu desenvolvimento. Assim sendo, os fatores de formação do solo podem influenciar o aparecimento de dada estrutura, conforme relataram Moniz e Buol (1982). Para Hillel (1982), a estrutura do solo é fortemente afetada por mudanças no clima, atividade biológica e práticas de manejo do solo, sendo ainda vulnerável a forças de natureza mecânica e físico-química.

A capacidade de infiltração pode ser aumentada pela alteração da macroestrutura do solo devido a fenômenos naturais, como escavações de animais, decomposição de raízes de plantas e ação do sol, e também devido à ação do homem no cultivo da terra (aração).

A microestrutura e a macroestrutura, são características que, em solos residuais, determinam o comportamento geomecânico. A permeabilidade é, sem dúvida, uma das propriedades que melhor reflete a influência da microestrutura e da macroestrutura destes materiais.

A.3.7) Temperatura

Quanto maior a temperatura, menor a viscosidade d'água, portanto, maior a permeabilidade e mais facilmente a água flui nos poros do solo. De acordo com a norma NBR 14.545 (ABNT, 2000) deve-se corrigir o coeficiente de permeabilidade para o valor de 20°C, por intermédio da equação (2.37):

$$k_{20} = R_T k \quad (2.37)$$

Na equação (2.37), k_{20} é o coeficiente de permeabilidade referido à temperatura de 20° C, em cm/s; R_T é a relação entre a viscosidade da água na temperatura de ensaio e a viscosidade da água a 20° C, obtida na tabela 2.12.

Tabela 2.12: Relação entre a viscosidade da água na temperatura de ensaio e a viscosidade da água a 20°C (R_T).

Temperatura °C	R_T									
	0,0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
8	1,374	1,370	1,366	1,362	1,358	1,354	1,352	1,348	1,344	1,34
9	1,336	1,332	1,328	1,325	1,321	1,318	1,314	1,310	1,306	1,302
10	1,298	1,294	1,292	1,288	1,284	1,281	1,277	1,273	1,269	1,266
11	1,262	1,259	1,256	1,252	1,249	1,245	1,241	1,238	1,234	1,231
12	1,227	1,224	1,221	1,218	1,215	1,211	1,208	1,205	1,202	1,198
13	1,195	1,192	1,189	1,186	1,183	1,18	1,177	1,174	1,17	1,167
14	1,165	1,162	1,159	1,156	1,153	1,15	1,147	1,144	1,141	1,138
15	1,135	1,132	1,129	1,126	1,123	1,121	1,118	1,115	1,112	1,109
16	1,106	1,103	1,100	1,098	1,095	1,092	1,089	1,086	1,084	1,081
17	1,078	1,075	1,073	1,07	1,067	1,064	1,062	1,059	1,056	1,054
18	1,051	1,048	1,046	1,043	1,041	1,038	1,035	1,033	1,030	1,028
19	1,025	1,0123	1,02	1,018	1,015	1,013	1,010	1,008	1,005	1,003
20	1,000	0,998	0,995	0,993	0,991	0,989	0,986	0,984	0,982	0,979
21	0,975	0,973	0,971	0,968	0,966	0,964	0,961	0,959	0,957	0,954
22	0,952	0,950	0,948	0,945	0,943	0,941	0,939	0,937	0,934	0,932
23	0,930	0,928	0,926	0,923	0,921	0,919	0,917	0,915	0,912	0,910
24	0,908	0,906	0,904	0,902	0,900	0,898	0,895	0,893	0,891	0,889
25	0,887	0,885	0,883	0,881	0,879	0,877	0,875	0,873	0,871	0,869
26	0,867	0,865	0,863	0,861	0,859	0,857	0,855	0,853	0,851	0,849
27	0,847	0,845	0,843	0,841	0,839	0,838	0,836	0,834	0,832	0,83
28	0,828	0,826	0,825	0,823	0,821	0,820	0,818	0,816	0,814	0,813
29	0,811	0,809	0,807	0,806	0,804	0,802	0,800	0,798	0,797	0,795
30	0,793	0,791	0,789	0,788	0,786	0,784	0,782	0,78	0,779	0,777
31	0,776	0,775	0,773	0,772	0,770	0,768	0,767	0,765	0,763	0,762

Fonte: NBR 14545 (ABNT, 2000).

2.5 ENSAIO EM COLUNA

O ensaio de coluna simula a percolação ou contato de fluidos com diferentes materiais com o objetivo de investigar a utilização destes para a construção de *liners*. A seguir, são apresentadas as diversas aplicações do ensaio em coluna no ramo da ciência (Leite, 2000):

- a) Obtenção de parâmetros quantitativos essenciais à simulação do movimento de contaminantes através dos solos ou de outros materiais granulares;
- b) Avaliação dos efeitos das reações químicas e biológicas no destino dos contaminantes, durante o transporte em meios porosos;
- c) Obtenção de curvas de dessorção de íons do solo através de extração química ou hidráulica;
- d) Testar as relações de competitividade entre diferentes íons contaminantes, quando infiltrados no mesmo corpo de prova;

- e) Testar a compatibilidade do solo/contaminante; e
- f) Avaliação do destino e transporte de contaminantes em aquíferos regionais.

Os estudos sobre percolação de íons em solos foram iniciados, segundo Overman et al. (1980), por Heister e Vermeulen (1953). Desde então, com ênfase no transporte advectivo-dispersivo em colunas de solo compactados, vários trabalhos são temas de extensa pesquisa no campo da engenharia. Leite (2000) evidencia os trabalhos de Crooks e Quigley (1984), Peterson e Gee (1985), Taylor et al. (1987), Wierenga e Van Genuchten (1989), Hasan e Hoyt (1992), Balzamo et al. (1993), Sai et al. (1993), Baudracco (1994), Mann apud Jessberger e Onnich (1994), Tan et al. (1994), Shackelford e Redmond (1995), Wang e Benson (1995), Rowe e Badv (1996).

No Brasil, dentre as pesquisas que tratam de ensaios em colunas, encontram-se os trabalhos de Costa (1987) - precursor no estudo de retenção de íons no país – Nobre (1987), Zuquette et al. (1992, 1995 e 1997), Borges et al. (1997), Boscov et al. (1997, 1999 e 2008), Boff (1999), Ritter et al. (1999), Ferreira (2000), Hamada (2000), Leite (2000), Leite (2001), Hamada et al (2002), Musso (2008) e Faciola (2009).

Esses trabalhos exibem os efeitos de ensaios de percolação em colunas com dimensões e volumes de corpos de prova distintos e a diferentes taxas de fluxo.

Na tabela 2.13 estão registrados os volumes dos corpos de prova utilizados em ensaios executados por diversos pesquisadores.

Tabela 2.13: Volumes dos corpos de prova utilizados em ensaios executados por diversos pesquisadores.

Autor	Volume Aprox. CP (cm³)	Material Ensaiado
Crooks e Quigley (1984)	1.117	Argila siltosa compactada/ salmoura
Taylor et al. (1987)	294	Areia média/ salmoura
Costa (1987)	982	Areia lavada/ hidróxidos de metais pesados
Wierenga e Van Genuchten (1989)	613 e 4.208.281	Areia fina
Davis e Singh (1992)	30	Arenoso/ remoção de Zn
Hasan e Hyot (1992)	1 x 10 ⁶	Argiloso/ Mg, Na e Al
Baudracco (1994)	50.265	Arenito argiloso (rocha)/ soluções iônicas
Reddi (1994)	128.252	Solo arenoso/ solução coloidal
Sai et al. (1994)	2.056	Solos finos naturais
Tan et al. (1994)	325	Solo natural + argilas/ soluções de metais pesados
Wan e Wilson (1994)	8.935	Areia quartzosa/ coloides
Zuquette et al. (1992)	1.178	Solo arenoso/ soluções iônicas
Jessberger e Onnich (1994)	32	Mistura de bentonita + farinha de quartzo + cascalho de quartzo
Góis (1995)	1.178	Areia argilosa; areia siltosa e areia silto-argilosa (solos naturais)/ Soluções de metais pesados
Li e Ghodrati (1995)	9.425 e 18.850	Solo siltoso
Boscov (1997)	392	Argila laterítica/ Soluções metais pesados

Os procedimentos, os materiais e os dispositivos utilizados em cada trabalho também diferem muito dependendo das finalidades para as quais o ensaio se dispõe.

Fuller e Warrick (1986) citam como procedimentos mais utilizados no ensaio:

- 1) Técnicas associadas ao solo (amostragem, peneiramento, umedecimento e empacotamento);
- 2) Técnicas associadas às soluções influentes (coleta de resíduos líquidos anaeróbicos, manutenção da estabilidade das soluções durante a operação e operação dos equipamentos para fluidos diferentes);
- 3) Técnicas associadas aos efluentes (amostragem, preservação das amostras e análises químicas);
- 4) Tratamento dos dados (curvas de chegada, atenuação, movimento dos poluentes e incorporação de variáveis); e
- 5) Previsão do movimento dos poluentes, aplicação direta das curvas de chegada e desenvolvimento de modelos de equações universais.

Para os mesmos autores, os tipos de colunas mais utilizadas em estudos agrônômicos são os apresentados na figura 2.32.

Tipo de Coluna	Composição	Objetivo	Fluido Percolante	Tipo de Fluxo
A	Cilindros de PVC	Fluxo de grandes volumes de líquidos	Líquidos oriundos de rejeitos domésticos	Estável
B	Plásticos ou vidro	Estudos com ácidos e bases fortes	Estável
C	Aço inoxidável e Teflon	Estudos com solventes orgânicos	Estável
D	Plástico, vidro ou lucita, com lâ de vidro	Avaliação da degradação por micróbios, resíduos orgânicos e radioisótopos

Figura 2.32: Esquema ilustrando alguns tipos de coluna utilizados em estudos agrônômicos (Fuller e Warrick, 1986).

É importante ressaltar que mereceram atenção, para esta dissertação, os trabalhos que se referem a ensaios em colunas que avaliam material geológico submetido à percolação de substâncias inorgânicas.

2.5.1. Determinação dos parâmetros físicos de transporte em ensaio em coluna- Fator de Retardamento (Rd) e Coeficiente de dispersão hidrodinâmica (Dh).

Diversos métodos são utilizados para se verificar a capacidade de sorção dos solos.

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.

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 percolados, 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 diferencial (expressão 2.38) de Ogata e Banks (1964) que descreve o processo de advecção/dispersão não reativo para meio homogêneo, saturado, isotrópico com fluxo constante de uma coluna de solo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.38)$$

Na equação (2.38), C representa a concentração de soluto; D_h é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica; t é o tempo, v_x é a velocidade de percolação ao longo da distância e x é a distância na direção do fluxo.

A equação 2.39 é a solução da equação 2.38 com as seguintes condições de contorno e iniciais (figura 2.37):

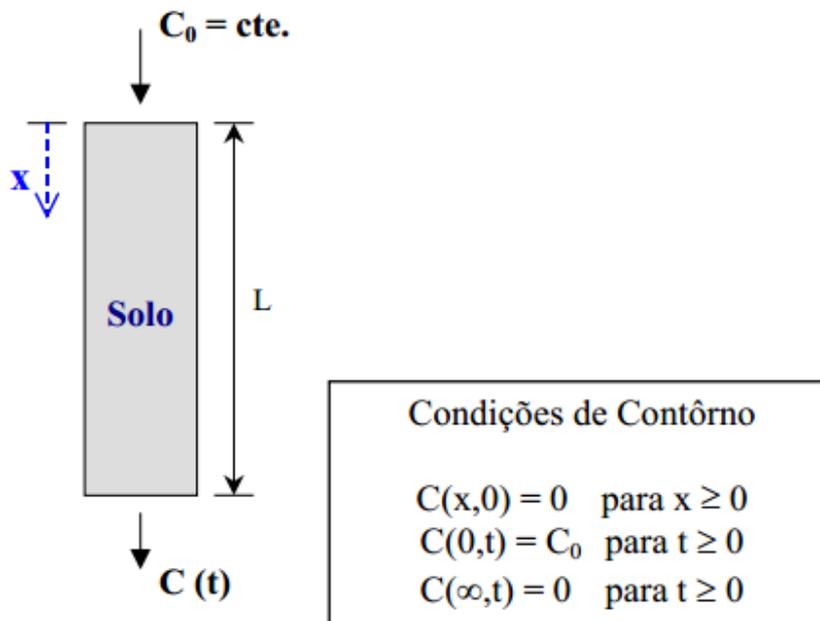


Figura 2.33: Condições de contorno e iniciais para a Equação diferencial de Ogata e Banks (1964).

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\left(\operatorname{erfc} \left(\frac{(x - v'_x t)}{2\sqrt{D'_h t}} \right) \right) + \exp \left(\frac{v'_x x}{D'_h} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{(x + v'_x t)}{2\sqrt{D'_h t}} \right) \right] \quad (2.39)$$

Nesta equação, C representa a concentração de soluto na fase líquida, C_0 é a concentração do soluto na fase inicial, x é a altura do corpo de prova, t é o tempo, v'_x é a velocidade de percolação ao longo da distância x e D_h é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica, calculado pela equação:

$$D'_h = \frac{\alpha_x v'_x + D^*}{R_d} \quad (2.40)$$

D^* é o coeficiente de difusão molecular, R_d é o fator de retardamento, α_x é o coeficiente de dispersividade.

Sendo a função $\operatorname{erfc}(B)$ obtida de:

$$\operatorname{erfc}(B) = 1 - \operatorname{erf}(B) \quad (2.41)$$

E a função $\operatorname{erf}(B)$ igual a:

$$\operatorname{erf}(B) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \sum_{m=0}^{\infty} \frac{(-1)^m (B)^{2m+1}}{m! (2m+1)} \quad (2.42)$$

Onde B é o argumento da função erro e m é uma variável auxiliar.

A determinação do valor de R_d pode ser feita diretamente a partir das curvas de eluição, de acordo com o tipo de transporte predominante. Para fluxo predominantemente advectivo, o fator de retardamento é dado pela equação (2.43):

$$R = \frac{V(C = 0,5C_0)}{V_v} \quad (2.43)$$

Ou seja, igual ao valor de V/V_v para $C/C_0=0,5$, como mostra a figura (2.38).

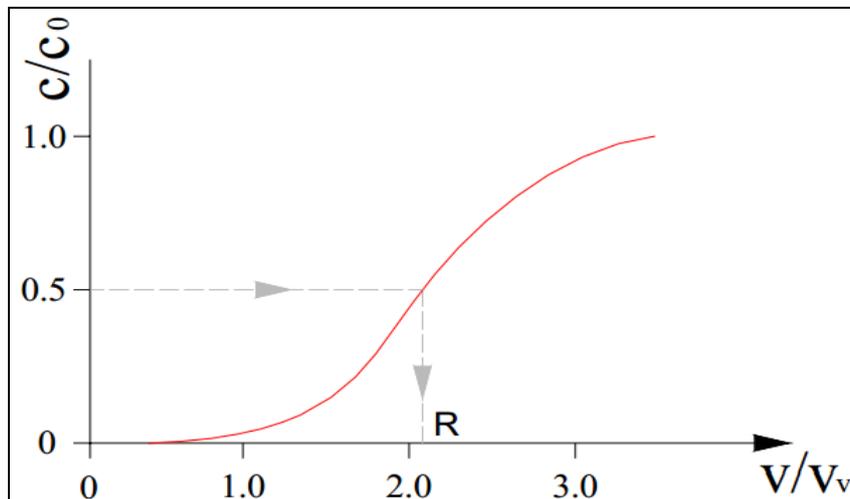


Figura 2.34: Determinação do fator de retardamento (R_d), para fluxo predominantemente advectivo.

Para esta situação de transporte advectivo, o segundo membro da equação de Ogata e Banks pode ser desprezado, ficando a solução simplificada da equação 2.44.

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{(x - v'_x)}{2\sqrt{D'_h t}} \right] \quad (2.44)$$

É possível, se a tangente b for conhecida, obter o valor de D'_h da curva de eluição C/C_0 x V/V_v no ponto $C/C_0=0,5$ usando a equação 2.45.

$$D'_h = \frac{v_x L}{4\pi R^2_d b^2} \quad (2.45)$$

Quando não é possível desprezar o segundo termo da solução de Ogata e Banks, domínio do transporte por difusão, R_d não é igual a V/V_v no ponto $C/C_0=0,5$. Nestes casos o fator de retardamento é igual à área sobre a curva, entre $C/C_0=0$ a $C/C_0=1$, como mostra a figura (2.35).

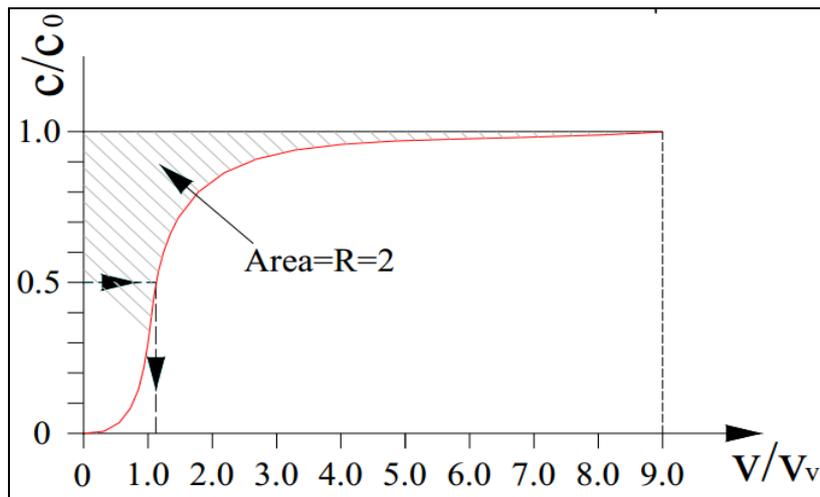


Figura 2.35: Determinação do fator de retardamento (R_d), para fluxo predominantemente difusivo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 MATERIAIS

3.1.1 Solo

De forma sintética, o trabalho de pesquisa desenvolvido tem como objetivo o estudo laboratorial da percolação em colunas de misturas de solos lateríticos e bentonita. Ele é fruto da idéia de confecção de um equipamento para ensaios em coluna no Laboratório de Geotecnia e Concreto da FURG, de modo a complementar pesquisas em solo-bentonita conduzidas pelo Grupo de Pesquisa Geotecnia FURG.

Por meio do trabalho intitulado “Estudo sobre a influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e nas propriedades índices e mecânicas de solo litorâneo arenoso fino laterítico para emprego em barreiras minerais”, de Silva (2011), identificou-se os parâmetros da mistura de solo litorâneo arenoso fino laterítico e bentonita utilizados, dando início a essa pesquisa.

O solo sedimentar estudado foi identificado do ponto de vista pedológico como pertencente ao horizonte pedogenético B de um perfil de Argissolo Vermelho-Amarelo, relacionado à translocação de elementos e à acumulação de argila e óxidos de ferro e alumínio.

A Figura 3.1 ilustra a ocorrência do solo no litoral sul do Rio Grande do Sul e indica a jazida estudada.

Do ponto de vista geológico, os solos desenvolveram-se sobre os sedimentos do sistema deposicional do tipo “laguna-barreira” formadora da Planície Costeira do Rio Grande do Sul (figura 3.2).

O Sistema de Laguna-Barreira ocupa a parte central e leste da planície, incluindo a atual linha de costa, sendo constituído por um conjunto de quatro ciclos transgresso-regressivos pleistocênicos ocorridos durante o Quaternário, com idade aproximada de 325 ka. Os sedimentos são constituídos por areias quartzo-feldspáticas, castanho-amareladas, bem arredondadas, envoltas em uma matriz sílítico argilosa de natureza diagenética (Tomazelli e Villwock, 2005).

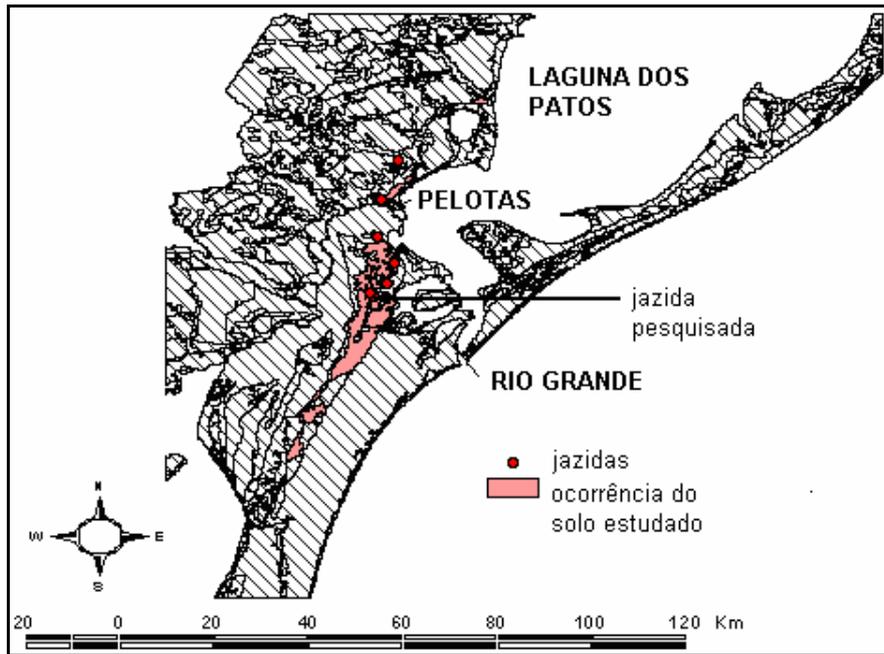


Figura 3.1: Ocorrência do solo no litoral sul do Rio Grande do Sul e localização da jazida estudada (Fonte: Bastos et. al., 2008).

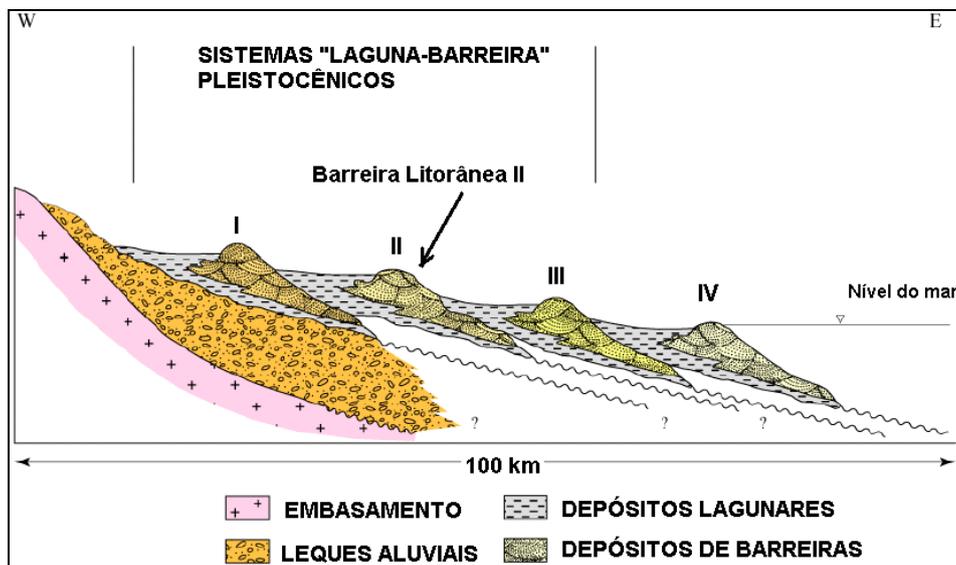


Figura 3.2: Perfil esquemático (W-E) transversal aos sistemas deposicionais da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – destaque a Barreira Litorânea II (Fonte: Bastos et al, 2008, modificado de Tomazelli e Villwock, 2005)

Segundo Felten (2005), as ocorrências mais destacadas destes solos no litoral sul dão-se entre os municípios de Pelotas e Rio Grande, nas localidades de Povo Novo, Domingos Petrolini (Rio Grande) e Laranjal (Pelotas). Na carta generalizada de solos publicada por Tagliani (2002) apud Bastos et al (2005), obtida a partir de levantamentos pedológicos de municípios da região, se pode observar a área em estudo deste trabalho, a jazida localizada no distrito de Domingos Petrolini (figura 3.3).

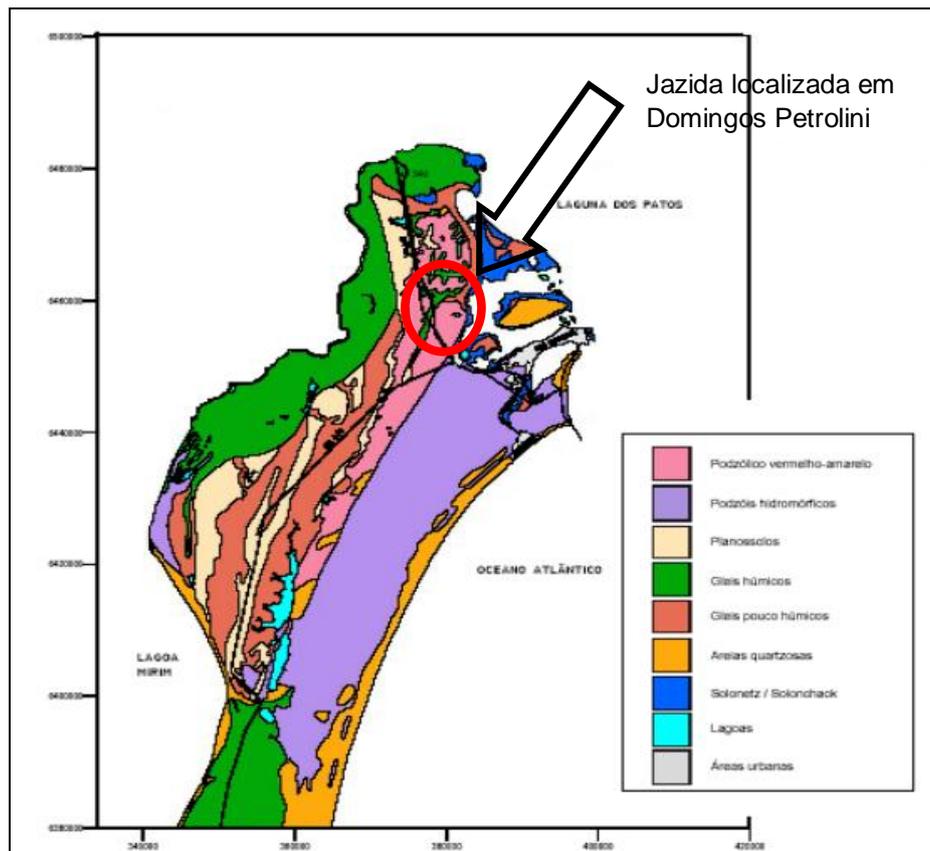


Figura 3.3: Mapa de solos generalizado do município de Rio Grande (Fonte: Tagliani, 2002 apud Bastos et al, 2005).

Bastos et al (2005) classifica pedologicamente como Podzólicos Vermelho-Amarelo (Argissolos Vermelho-Amarelo, segundo Streck et al, 2008, obedecendo o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos) os solos das áreas mais elevadas do município com relevos planos a suaves ondulados com solos não inundáveis, predominante arenosos, de baixa fertilidade e imperfeitamente drenados.

A tabela 3.1 traz as classes de solos ocorrentes em Rio Grande e resume algumas de suas propriedades, trazendo em destaque os solos classificados à época como Podzólicos Vermelho-Amarelo.

Tabela 3.1: Resumo das classes pedológicas presentes no município de Rio Grande e algumas das suas principais características, com destaque aos Podzólicos Vermelho-Amarelo.

CLASSE PEDOLÓGICA	HORIZ.	ATIV. ARG.	HORIZ. A	TEXTURA	RELEVO	VEGET
PV Podzólico Vermelho-Amarelo plintico	A-B-C	Ta Tb	fraco	arenosa/média arenosa/argilosa	s.ondulado plano	campestre
P Podzóis Hidromórficos Areias Quartz. Hidromórficas	A-E-Bh-C A-C	Tb	fraco turfoso	arenosa	plano	aquática campestre
PL Planossolo Solódico eutrófico Planossolo eutrófico	A-E-Btg- Cg	Ta	fraco moderado proeminente	arenosa/argilosa arenosa/média	plano	campestre
HG Glei Humico Solódico eutrófico	A-Cg Ag-Cg A-Big-Cg	Ta	fraco moderado proeminente	arenosa argilosa média	depressão plano	aquática
HGP Glei Pouco Húmico eutrófico	A-Cg Ag-Cg A-Big-Cg	Ta	chernozênico proeminente	argilosa arenosa média	plano	campestre gramíneas aquáticas
AQ Areias Quartzosas distróficas	A-C	Tb	fraco	arenosa	plano	campestre
S Solonchak	A-C	-	orgânico	argilosa arenosa	plano	gramíneas aquáticas ciperáceas

(Fonte: Bastos et al, 2005).

A figura 3.4 ilustra o perfil de solo estudado, identificando o horizonte B onde é encontrado o solo empregado na pesquisa.

Esse solo arenoso fino costeiro de comportamento laterítico vem sendo estudado em suas propriedades geotécnicas há quase uma década pelo Laboratório de Geotecnia e Concreto da FURG.

Nestas pesquisas, esse solo, assim como sua jazida, são identificados como ARMAR em associação ao nome comercial da empresa mineradora que explora tal solo para a indústria de fertilizantes do município de Rio Grande (figura 3.5).

Bastos e Felten (2004) verificaram o potencial do uso destes solos lateríticos como base para pavimentos de baixo custo. Segundo os autores, a elevada queda do índice de suporte com a inundação e a elevada velocidade de ascensão capilar são limitadores na utilização deste solo para tal finalidade.

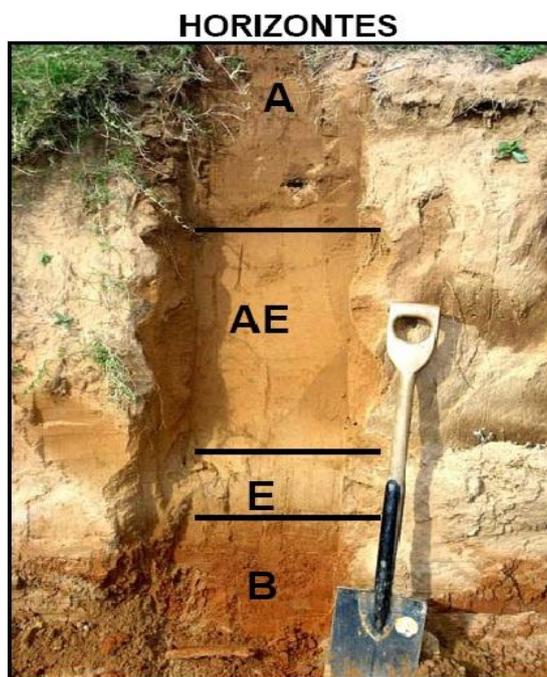


Figura 3.4: Perfil do solo estudado (Fonte: Bastos et al, 2008).



Figura 3.5: Exploração do solo na jazida Areia do Mar, na localidade de Domingos Petrolini, município de Rio Grande (Fonte: Bastos et al, 2008).

3.1.2 Bentonita

A bentonita empregada no estudo é do tipo sódica, comercialmente identificada como “Permigel” e foi fornecida pela Empresa Bentonit União Nordeste S.A.

De acordo com Heineck (2002), podemos avaliar a qualidade de uma bentonita sódica através de medidas indiretas como: avaliação dos limites de Atterberg e de ensaios de expansão livre.

Quanto maior o limite de liquidez e índice de plasticidade, melhor é a qualidade da bentonita. Uma bentonita sódica de média qualidade tem limite de liquidez entre 300 e 500% enquanto que a de alta qualidade entre 500 e 700%.

Os testes de expansão livre mostram que, quanto maior a capacidade de expansão da bentonita, melhor a sua qualidade. A tabela 3.2 apresenta a caracterização química e as propriedades gerais da Bentonita “Permigel” fornecidas pela própria empresa.

Tabela 3.2: Composição química e as propriedades gerais da Bentonita “Permigel” (Fonte: Silva, 2011).

Composição Química		Propriedades Gerais	
Anidro Silícico (SiO ₂)	60,2 %	Massa específica dos sólidos (kN/m ³)	2,8 – 3,0
Óxido de Alumínio (Al ₂ O ₃)	18,5 %	Limite de liquidez (%)	450 – 490
Óxido Férrico (Fe ₂ O ₃)	7,2 %	Limite de plasticidade (%)	40 – 65
Óxido de Magnésio (MgO)	2,0 %	Peso específico seco (kN/m ³)	9,6
Óxido de Cálcio (CaO)	2,4 %	Teor de umidade ótima (%)	50
Óxido de Sódio (Na ₂ O)	2,5 %	Umidade natural (%)	17,0 – 19,0
Óxido de Titânio (TiO ₂)	0,9 %	Condutividade hidráulica (cm/s)	1,0 × 10 ⁻¹²
Óxido de Potássio (K ₂ O)	0,53 %	pH (4,5 % suspensão) (%)	9,5

Para Lemos (2006), as características que tornam a bentonita resistente a passagem de água são a afinidade com a água e sua capacidade de expansão.

Sob condição confinada, assim como nas barreiras verticais, as partículas expandidas da bentonita são forçadas umas contra as outras, preenchendo os vazios entre as partículas de solo, formando uma barreira contra a passagem do fluido.

3.1.3 Mistura

Empregou-se uma mistura de solo ARMAR com teor de 4% de bentonita a qual atingiu a condutividade hidráulica média na temperatura de 20°C de $2,75 \cdot 10^{-10}$ m/s, atendendo as especificações normativas ($k_{20} < 1 \cdot 10^{-9}$ m/s), nos três ensaios realizados em permeâmetro de parede flexível a carga constante.

O solo sem aditivo apresenta valores de condutividade hidráulica na ordem de $3,39 \cdot 10^{-9}$ m/s na temperatura de 20°C.

A adição do teor de bentonita requerido foi realizada após a prévia coleta, secagem ao ar, destorroamento e homogeneização do solo. A mistura foi homogeneizada e acrescida de água destilada no teor de compactação para prover a completa mistura dos materiais. As proporções de solo e bentonita foram calculadas em termos de massa seca de materiais.

Por fim, realizou-se o acondicionamento desta em sacos plásticos por 24h em câmara úmida para completa homogeneização da umidade.

3.1.4 Água para misturas

Foi utilizada água destilada para a preparação das misturas, a fim de se evitar a ocorrência de interferências que poderiam ser causadas pelas propriedades físico-químicas de uma água potável advinda da rede pública.

3.1.5 Contaminantes para percolação

Os íons contaminantes, K^+ e Cl^- foram adquiridos em solução 0,23M de KCl, correspondente a 1713,5 mg/L de solução. Estes íons foram escolhidos por serem comuns em depósitos de rejeitos urbanos.

3.2 MÉTODOS UTILIZADOS PARA CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL

3.2.1 Caracterização Físico-Química dos Materiais

Para a realização dos ensaios de caracterização geotécnica, o solo ARMAR foi preparado de acordo com a norma ABNT NBR 6457/86 (Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização). A análise granulométrica, procedida a partir dos ensaios de peneiramento e sedimentação, foi orientada pela norma ABNT NBR 7181/84 (Solo – Análise granulométrica). Para a realização dos ensaios de Limites de Atterberg, foram seguidas as especificações da norma ABNT NBR 6459/84 (Solo – Determinação do limite de liquidez) e ABNT NBR 7180/84 (Solo – Determinação do limite de plasticidade).

A determinação de peso específico real dos grãos (γ_s) foi realizada pelo método do picnômetro, de acordo com a norma ABNT NBR 6508/84 (Grãos de solos que passam pela peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica). Dados sobre a bentonita foram obtidos junto ao fabricante (Bentonit União Nordeste S.A.)

A mineralogia da fração fina do solo ARMAR foi analisada por difratogrametria de raios X, em amostra natural, glicolada e calcinada e também pela análise do pó.

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Química dos Solos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas (FAEM/UFPel).

O pH foi determinado em H₂O na suspensão solo-líquido, na proporção 1:2,5 em peso utilizando o potenciômetro, conforme EMBRAPA (1997). A bentonita constitui-se em exceção, sendo necessária proporções maiores (1:10 para pH em água) em virtude de seu forte poder de retenção de água.

Cálcio, magnésio e alumínio trocáveis foram extraídos com solução de KCl 1 mol/L, sendo o cálcio e o magnésio determinados por espectrofotometria de absorção atômica e o alumínio por titulação com NaOH 0,0125 mol/L. O potássio e o sódio trocáveis foram extraídos com solução HCl 0,05 mol/L + H₂SO₄ 0,025 mol/L e determinados por espectrofotometria de chama. A acidez potencial (H + Al) foi extraída com acetato de cálcio a pH 7,0 e titulada com NaOH. O fósforo foi determinado com espectrofotômetro UV- Visível no extrato obtido com a solução HCl 0,05 mol/L + H₂SO₄ 0,025 mol/L, conforme metodologia proposta por Tedesco et al (1995).

3.2.2 Determinação dos Parâmetros de Compactação

Para o solo ARMAR e as misturas sob diferentes teores de aditivo, correlacionou-se, através das curvas de compactação obtidas em equipamento miniatura (mini-Proctor), o teor de umidade de compactação do solo e o correspondente peso específico aparente seco. Foram seguidos os procedimentos de compactação dinâmica de solos passantes na peneira 2 mm, com corpos de prova miniatura cilíndricos, de 50 mm de diâmetro, na energia equivalente do Proctor Intermediário, de acordo com as recomendações vigentes na norma DNER-ME 228/94 (Solos – Compactação em equipamento miniatura).

3.2.3 Avaliação da Condutividade Hidráulica das Misturas

Para a determinação da condutividade hidráulica do solo e das misturas utilizou-se o permeâmetro de parede flexível. Segundo a norma ASTM D5084–2003, o equipamento permite determinar a condutividade hidráulica de materiais porosos cujo valor seja inferior ou igual a 10^{-6} m/s. Segundo Daniel (1994), com este tipo de equipamento o fluxo preferencial nas paredes do permeâmetro é diminuído. Reduz-se, também, o tempo de saturação da amostra, devido à aplicação de contrapressão no corpo de prova, na qual é responsável por dissolver as bolhas de ar, conduzindo à saturação do mesmo.

O permeâmetro é composto por uma câmara triaxial, onde é posicionado o corpo de prova entre duas pedras porosas, envolto por uma membrana flexível, conforme ilustra a figura 3.6.

Os corpos de prova ensaiados foram moldados no mesmo compactador miniatura empregado nos ensaios de compactação, com teor de umidade 1% acima da umidade ótima de compactação. Antes da compactação, todas as misturas repousaram em câmara úmida, durante 24 horas, para fins de homogeneização da umidade. O peso e a altura dos espécimes foram controlados, de forma a atingir os parâmetros de compactação.

Após a moldagem do corpo de prova, providenciou-se instalação do mesmo na câmara triaxial através das seguintes etapas: a) eliminação de ar do sistema; b) posicionamento do corpo de prova no pedestal da câmara, com disposição de pedra porosa e papel filtro na base e

no topo do mesmo; c) colocação da membrana e vedação com anéis *o' rings* no topo e base; d) fechamento da câmara e enchimento com água.

Instalado o corpo de prova, foi então estabelecida a fase de saturação, na qual consiste na aplicação de estágios de iguais incrementos de tensão confinante e contrapressão na base do corpo de prova, mantendo a tensão efetiva constante durante todo o ensaio, dada uma diferença maior para a tensão externa de 10 kPa. A verificação da saturação era realizada através do parâmetro B de Skempton.

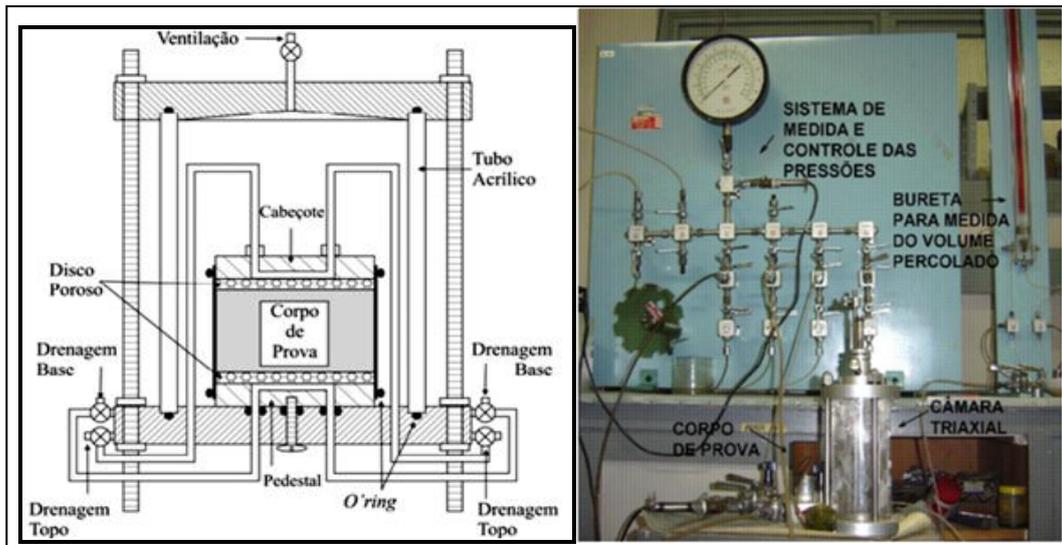


Figura 3.6: Esquema do permeâmetro de parede flexível (Fonte: Daniel et al, 1984) e equipamento do Laboratório de Geotecnia e Concreto da FURG

Com o corpo de prova já saturado, era iniciada a percolação, dada por um gradiente hidráulico de 20, oferecido pela diferença de 10 kPa nas pressões entre a base (290 kPa) e o topo (280 kPa) ao longo dos 5 cm de altura do corpo de prova. O volume percolado era cronometrado e medido através de uma bureta de interface água–querosene com corante, obtendo-se assim a vazão percolada e, através da aplicação da Lei de Darcy (equação 3.1), o coeficiente de condutividade hidráulica.

$$k = \frac{Q}{i \cdot A} \tag{3.1}$$

Na expressão 3.1, k representa coeficiente de condutividade hidráulica; Q a vazão percolada; i o gradiente hidráulico; e A a área da seção transversal do corpo de prova.

3.2.4 Classificação MCT

O solo ARMAR sem aditivo e misturado a 4% de bentonita foi classificado, pela Metodologia MCT. Para o alcance de tais classificações, foram realizados os ensaios Mini-MCV e perda de massa por imersão, segundo normas DNER-ME 258/94 (Solos compactados por equipamento miniatura - Mini-MCV) e DNER-ME 256/94 (Solos compactados por equipamento miniatura - determinação da perda de massa por imersão), respectivamente.

3.3 ASPECTOS CONSTRUTIVOS DO SISTEMA DE PERCOLAÇÃO EM COLUNA E DETALHES DO PROJETO

O projeto, apresentado na figura (3.7), compreende três componentes principais: o sistema de ar comprimido que impulsiona as soluções para o interior das colunas de solo, o reservatório para a solução construído de modo a não permitir o contato direto do ar comprimido com a solução evitando contaminações e a célula de percolação onde é realizada a coleta do efluente para análise.

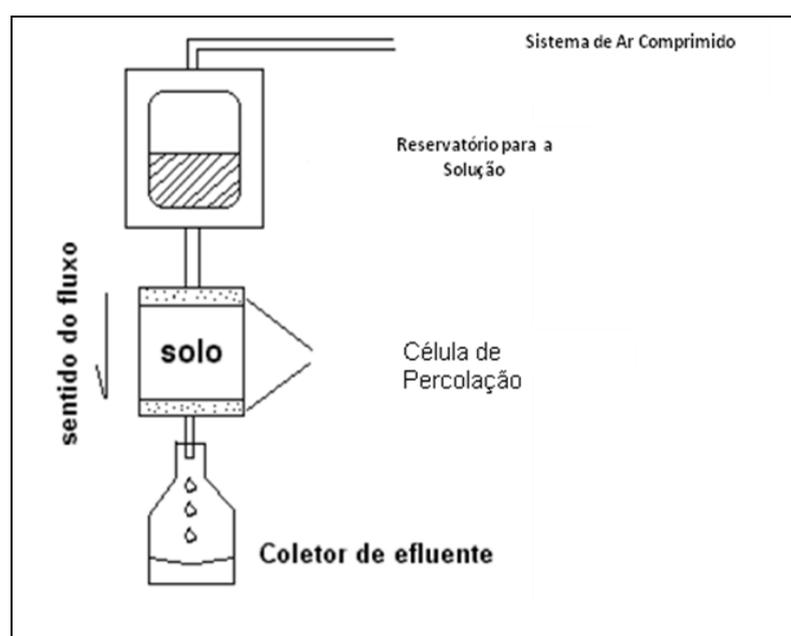


Figura 3.7: Esquema de um ensaio de coluna (Fonte: Daniel, 1993).

3.3.1 Sistema de Ar Comprimido

Vários fatores influenciam no projeto do sistema de ar comprimido. Leite (2000) salienta a importância de observar as seguintes condições em relação à implantação de ar comprimido para injeção de soluções a pressões constantes no tipo de equipamento projetado:

- a) utilizar solos de fluxos lentos;
- b) manter pressão constante no reservatório;
- c) verificar dimensionamento ótimo da tubulação evitando perda de carga; e
- d) verificar ausência de contra-pressão na saída do efluente.

Essas exigências foram atendidas para que o equipamento pudesse ter um desempenho adequado. A descrição desse aparato terá como base a figura 3.7 e o esquema apresentado na figura 3.8.

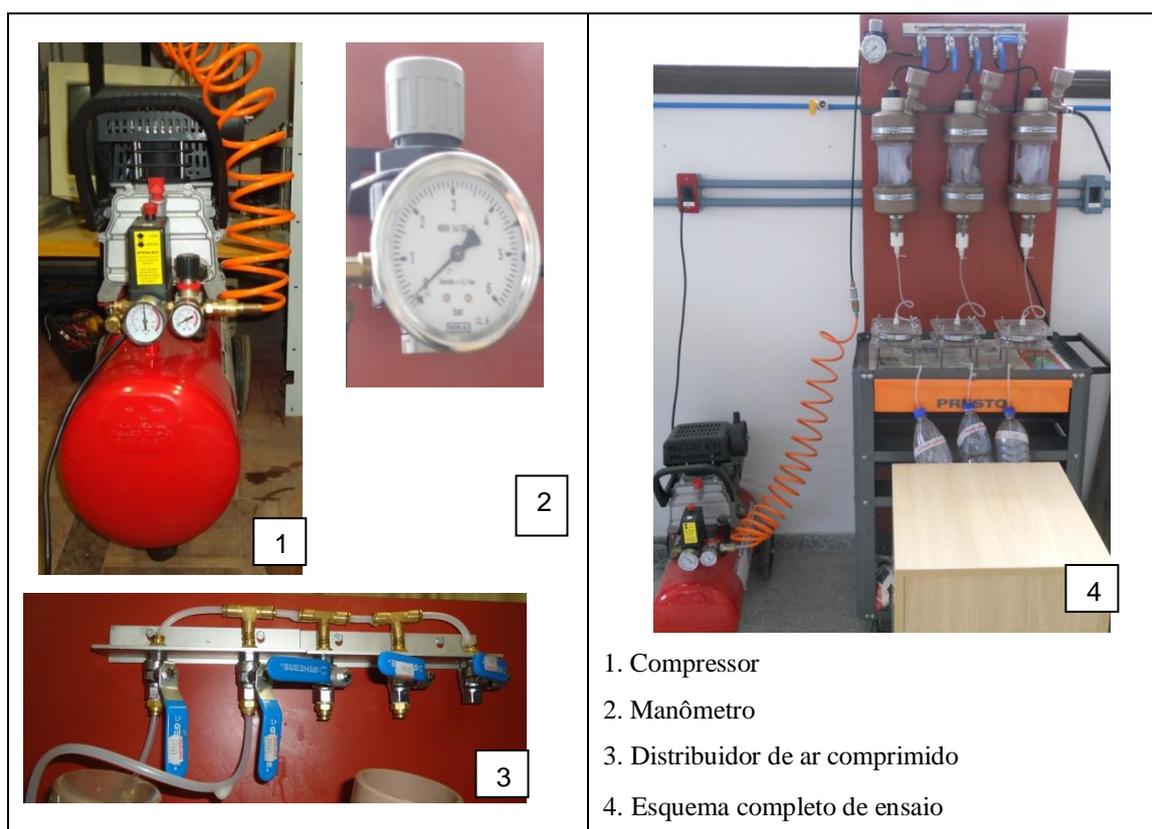


Figura 3.8: Esquema de distribuição de ar.

O traçado da tubulação apresentado na figura 3.9 visa fornecer ar pressurizado para as três colunas, evitar perdas de carga e diminuir quedas de pressão ao longo da linha. O ar

comprimido parte do compressor com pressão suficiente para garantir a alimentação das três colunas de solo.

A pressão é confirmada e, se necessário, ajustada por um manômetro inserido na entrada dos terminais. Um registro de esfera permite o controle da passagem do ar para uma tubulação de 3 mm de diâmetro interno.

Foram instalados registros individuais na saída dos tês de latão de ¼” que precedem as mangueiras de Poly-Flo, as quais conduzem o ar até os reservatórios de soluções, de modo a isolar cada ensaio. Para aliviar a pressão, antes da recarga do reservatório, adicionou-se um registro no final do terminal.

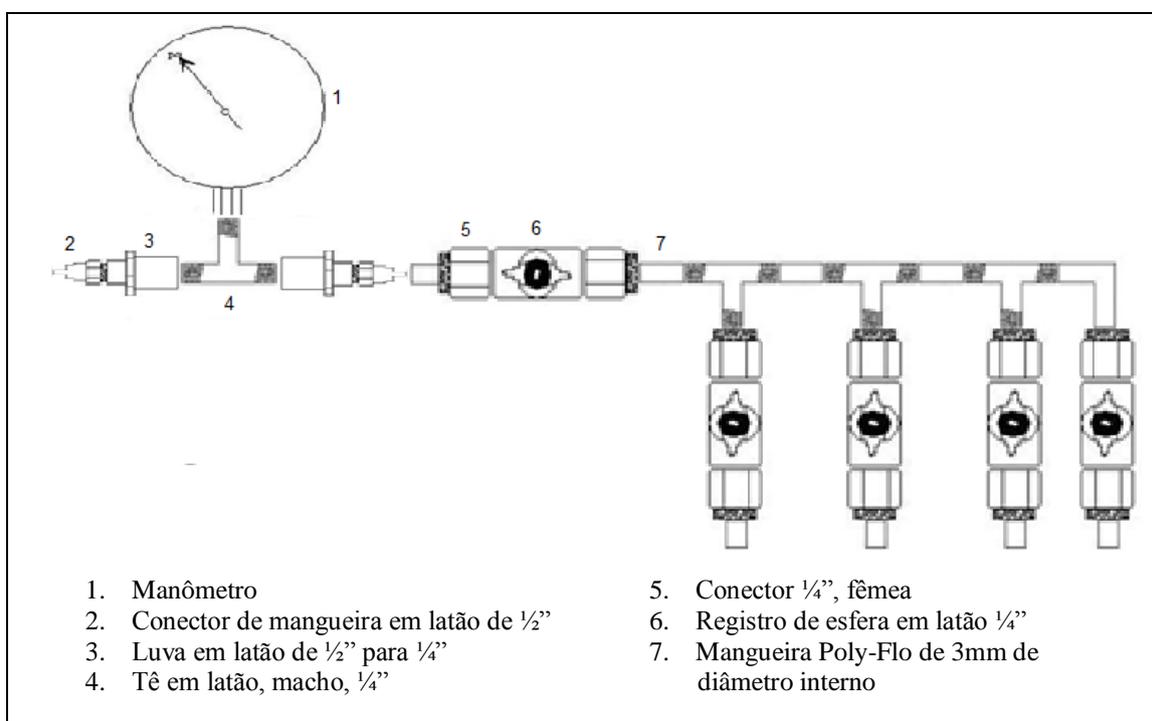


Figura 3.9: Detalhes construtivos do distribuidor de ar.

3.3.2 Reservatório

O reservatório (figuras 3.10 a 3.12) foi construído com tubo de 250 mm de comprimento por 92,8 mm de diâmetro interno e 0,35 cm de espessura de acrílico transparente, para favorecer a visualização da membrana de PVC flexível interna.

Realizou-se sua vedação superior com uma tampa de PVC marrom de 110 mm, na qual foi conectada uma torneira esférica de $\frac{3}{4}$ " para proceder a recarga do reservatório e um cabeçote que permite a fixação da câmara de ar comprimido.

A câmara possui a função de expandir-se e impulsionar o sistema, fazendo com que a solução contaminante seja injetada dentro da coluna. A parte inferior do reservatório também é vedada com uma tampa de PVC marrom de 110 mm, fixado a uma torneira esférica de $\frac{3}{4}$ " unida a um adaptador por onde retira-se a solução.

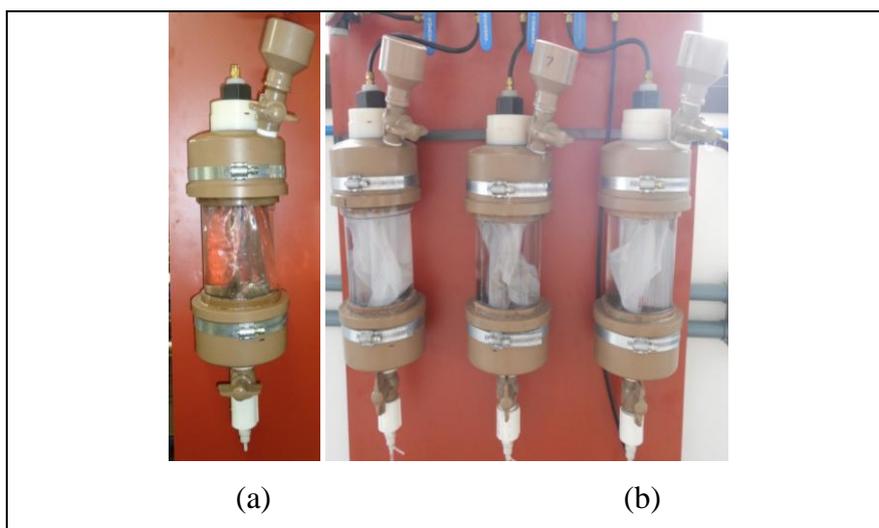


Figura 3.10: (a) Detalhe do reservatório; (b) Sistema com os três reservatórios.

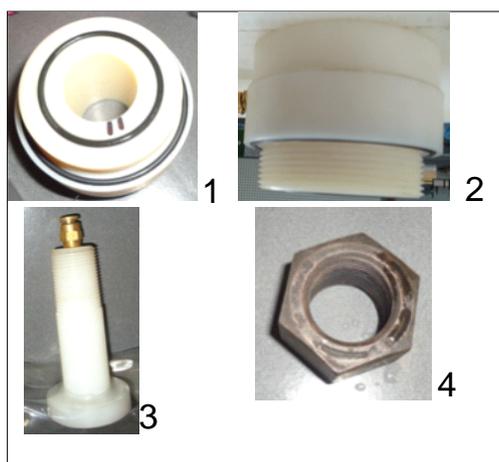


Figura 3.11: (1) Vista superior do cabeçote que permite a fixação da câmara de ar; (2) Vista lateral do cabeçote que permite a fixação da câmara de ar; (3) Pino com rosca macho de 1", com furo longitudinal de $\frac{1}{8}$ ", e rosca fêmea $\frac{1}{4}$ " e (4) Porca confeccionada que permite o uso de chave especial para garantir vedação.

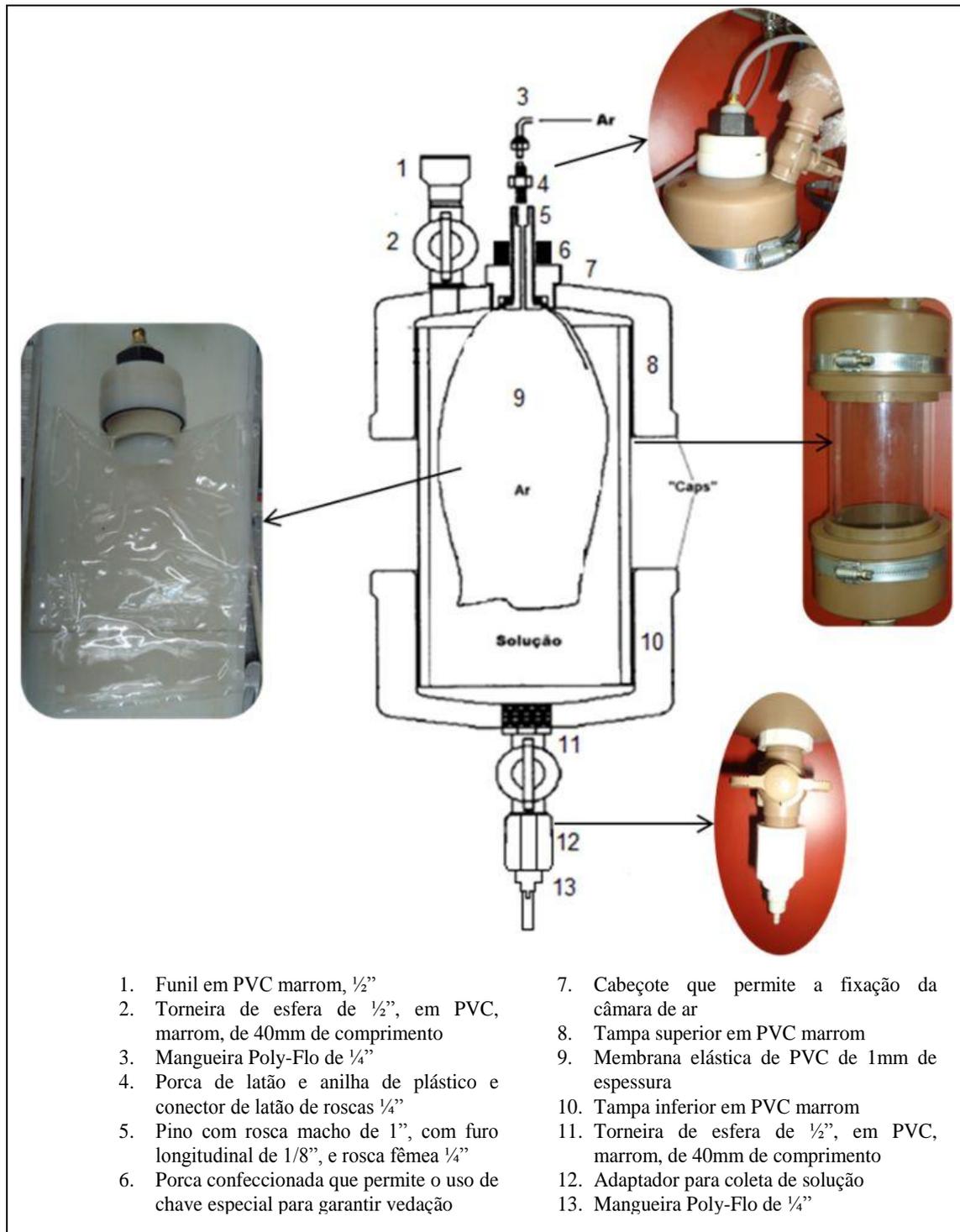


Figura 3.12: Descrição dos elementos construtivos do reservatório.

3.3.3 Célula de percolação

A célula de percolação, idealizada com base no trabalho de Facíola (2009), consta de um reservatório de acrílico com altura de 30 mm e diâmetro de 94 mm (figuras 3.13a e 3.13b), com tampas, superior e inferior, quadradas, de acrílico com 140 mm de lado e 10 mm de altura.

Para promover melhor vedação da célula (figura 3.14a) nas tampas, foram confeccionados nichos homoganeamente distribuídos na mesma direção do diâmetro do cilindro. Na parte interna das tampas foram realizados rebaixos (figura 3.14c), com torno mecânico, para melhor ajustar as pedras porosas inseridas abaixo da tampa superior e sobre a tampa inferior, para evitar a formação de fluxos preferenciais.

Também como medida preventiva de fluxos preferenciais as laterais das paredes das células foram lixadas em sentido transversal ao fluxo. Para impedir o contato do solo com as pedras foram colocados discos de malha nylon de 400 mesh, na base e no topo da coluna de solo.

As abraçadeiras mostradas na figura 3.14b não permitem a variação de diâmetro do cilindro durante a compactação do corpo de prova. Na tampa inferior foi colocado um bico central (figura 3.14c) para a coleta do efluente e na tampa superior (figura 3.14d) o bico possui a finalidade de alimentar a célula com a solução influente.

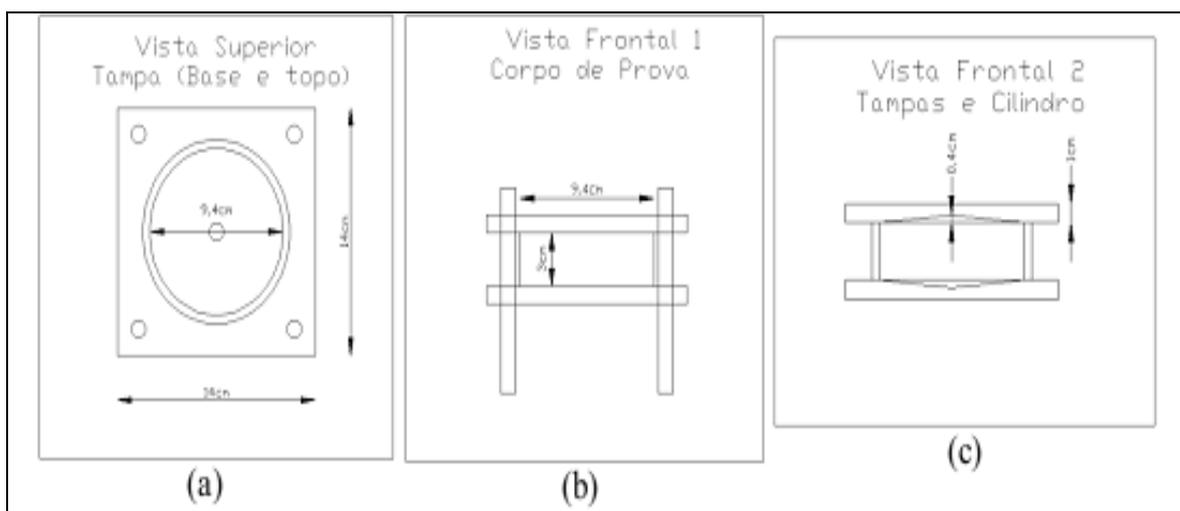


Figura 3.13: (a) Tampa fixa na base e topo do cilindro; (b) Dimensões do corpo de prova; (c) Concavidade moldada nas tampas (Fonte: Facíola, 2009).

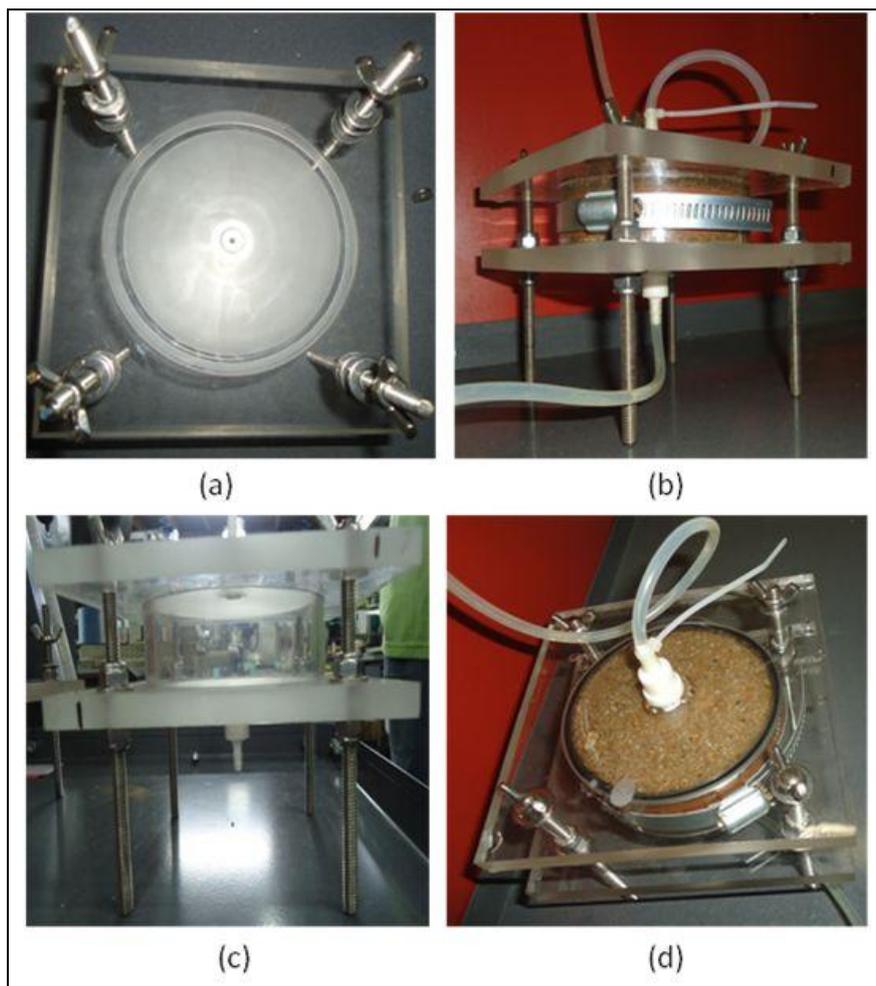


Figura 3.14: (a) Nichos homogeneamente distribuídos na mesma direção do diâmetro do cilindro; (b) Abraçadeiras impedindo a variação de diâmetro do cilindro; (c) Bico central para a coleta do efluente; e (d) Bico de alimentação da célula.

3.3.4 Compactação das colunas

A operação de compactação consistiu na redução do índice de vazios, estaticamente, da mistura de solo ARMAR com teor de 4% de bentonita, na umidade ótima acrescida de 1% e massa específica aparente máxima seca obtida.

Na figura 3.15 encontra-se disposto o aparato empregado para a compactação dos corpos de prova diretamente nos cilindros de percolação.



Figura 3.15: Aparato empregado para compactação dos corpos de prova.

O processo para se dosar a mistura no teor de umidade ótima acrescido de 1% consistiu em amostrar o solo e determinar a sua umidade, relacionando a massa de água com a massa de sólidos da amostra. Após adicionou-se o volume de água necessário para atingir o teor de umidade estabelecido. Guardou-se a mistura em câmara úmida por 24 horas, para uma menor perda de água por evaporação e maior homogeneidade do teor de umidade final.

Após o teor de umidade foi novamente averiguado e, se próximo ao esperado dentro da tolerância assumida, o solo foi considerado pronto para ser compactado. A massa de solo compactada no cilindro foi calculada baseada no peso específico aparente seco máximo a atingir, na massa de solo seco e no volume do cilindro de percolação.

3.3.5 Etapas de execução do ensaio

A execução do ensaio de coluna ocorreu simultaneamente em três colunas de solo onde foi medida a vazão observada em função da aplicação de uma pressão de 20 kPa.

O procedimento de ensaio abrangeu basicamente as fases de compactação das colunas com a mistura de solo ARMAR com teor de 4% de bentonita, saturação e percolação com água destilada/deionizada da coluna percolada com água e saturação e percolação com solução contaminante das demais colunas.

Na saída das colunas foram colocados frascos para receberem o líquido lixiviado. O efluente era coletado e acondicionado em frascos plásticos mantidos fechados, armazenados e encaminhados ao laboratório Saybolt Concremat para análise.

3.3.6 Saturação

Deu-se início a etapa de saturação, deixando-se passar solução contaminante nas colunas 1 e 2 e água destilada/deionizada através da coluna de solo 3, a uma pressão de 20 kPa que se manteve constante durante todo o ensaio. Atingido o fluxo constante, que foi verificado pela constância da vazão, iniciou-se a coleta dos volumes da solução que atravessaram a coluna de solo e a cronometragem da etapa de percolação.

Esse processo realizado possui os propósitos de garantir a estabilidade da condutividade hidráulica estabelecida, mantendo-se um fluxo estacionário, reduzir a concentração iônica do líquido nos poros e atingir a saturação de todo o corpo de prova (Basso, 2003).

Foram realizadas análises químicas quantitativas para verificar a quantidade de íons K^+ e Na^+ que estavam sendo lixiviados durante a fase de saturação e percolação.

3.3.7 Percolação

Para se promoverem as lixiviações das três células, aplicou-se a solução aquosa de cloreto de potássio nas colunas 1 e 2 e água destilada/deionizada na coluna 3, por meio dos reservatórios de solução do equipamento.

Embora a capacidade de retenção de cada coluna fosse distinta, foi possível a coleta de lixiviado suficiente para as determinações da condutividade hidráulica, análise quantitativa dos íons K^+ , Na^+ e Cl^- e caracterização físico-química.

A frequência dos intervalos de leitura foi diária, porém a coleta de efluentes para análise, na empresa Saybolt Concremat, foi realizada em intervalos de 15 em 15 dias para as colunas 1 e 2 e mensal para a coluna 3.

3.3.8 Recarga da solução contaminante

O processo de recarga do reservatório com solução inicia-se com a interrupção do ensaio, fechando-se a válvula de passagem do efluente para a mangueira de coleta da célula de percolação (figura 3.16a).

A próxima etapa é a suspensão da distribuição de ar comprimido, fechando-se a válvula de alimentação de ar para o reservatório (figura 3.16b). Alivia-se a pressão do sistema abrindo-se a válvula de alívio (figura 3.16c) e esgotando-se o ar presente nas câmaras elásticas dos reservatórios. Promove-se a abertura das torneiras de PVC marrom dos três reservatórios e se efetua a recarga (figura 3.16d).

O ensaio é retomado fechando-se as torneiras e a válvula de alívio e liberando a passagem do ar comprimido pela válvula de alimentação.

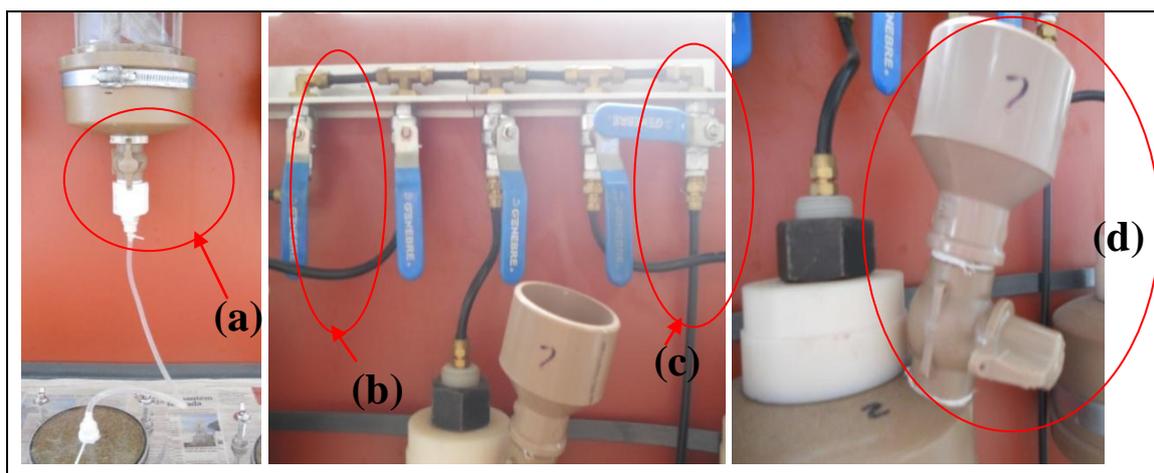


Figura 3.16: (a) Válvula de passagem do efluente para a mangueira de coleta da célula de percolação; (b) Válvula de alimentação de ar para o reservatório; (c) Válvula de alívio; e (d) Torneira de PVC marrom.

3.3.9 Análises químicas

a) Determinação da concentração de Sódio e Potássio

Os ensaios para determinação de sódio e potássio foram realizados durante a fase de saturação e de percolação da solução contaminante. A frequência dos intervalos de leitura foi diária, porém a coleta de efluentes para análise, na empresa Saybolt Concremat, foi realizada em intervalos de 15 em 15 dias para não onerar o orçamento inicial programado, embora se tivesse conhecimento das vantagens de uma maior frequência de coleta de dados para análise.

O método de ensaio de fotometria de chama relatado por Motta (2003) e utilizado para a determinação dos íons Na^+ e K^+ consiste na atomização da amostra, produzindo átomos em estado excitado capazes de emitir luz em comprimento de onda específico, dependendo do elemento usado.

Na chama, o sódio emite luz amarela e o potássio cor violeta. A intensidade de cada cor emitida, medida no fotômetro (figura 3.17), é proporcional ao teor destes elementos na amostra.



Figura 3.17: Exemplos de fotômetros (Fonte: Facíola, 2009).

b) Determinação da concentração de Cloro

Com a inserção do cloreto de potássio, como solução contaminante, na etapa de percolação das colunas, tornou-se necessário o controle da concentração do Cl^- . A frequência dos intervalos de leitura (diária) e coleta do efluente para análise (15 em 15 dias) foi a mesma utilizada para a determinação de sódio e potássio, visto que as análises foram realizadas utilizando as mesmas amostras e no mesmo laboratório (Saybolt Concremat).

O método de espectrofotometria (figura 3.18) empregado para determinação do íon Cl^- baseia-se na capacidade da solução efluente analisada absorver ou transmitir um feixe de energia nela emitido. Um detector presente no espectrofotômetro interpreta e fornece o valor transmitido e absorvido de energia em termos de concentração do ânion pesquisado.



Figura 3.18: Exemplo de Espectrofotômetro (Fonte: Oliveira, 2002).

c) Determinação do pH da solução efluente

O pH é a medida mais simples feita no solo, mas, sem dúvida, de grande importância. Ele reflete um conjunto complexo de reações no sistema solo-solução e é muito útil quando associado a propriedades do solo (Camargo e Valadares, 1980).

Sorensen (2009) apud Leite (2001) introduziu o uso da escala logarítmica pH para relacionar as concentrações de $[\text{H}^+]$ e $[\text{OH}^-]$, já que estas concentrações são normalmente valores muito baixos e negativos. Como a carga total do solo é composta pela soma das

diversas cargas constituintes, a existência de superfícies de carga variável o torna vulnerável à disponibilidade destes íons na solução circundante, alterando seu potencial elétrico e a distância da dupla camada iônica.

Esses fenômenos possuem relação direta com a capacidade sorciva das partículas e, portanto, devem ser levados em consideração na realização dos ensaios.

O pH foi medido em peagômetro (figura 3.19) constituído basicamente por um eletrodo e um circuito potenciômetro.

A leitura do aparelho é feita em função da leitura da tensão (usualmente em milivolts) que o eletrodo gera quando submerso na solução efluente. A intensidade da tensão medida é convertida para uma escala de pH.

A frequência dos intervalos de leitura (diária) e coleta do efluente para análise (15 em 15 dias) foi a mesma utilizada para a determinação de sódio, potássio e cloreto, e, como relatado, as análises foram realizadas utilizando as mesmas amostras e no mesmo laboratório (Saybolt Concremat).



Figura 3.19: Modelo de peagômetro (Fonte: Facíola, 2009).

d) Determinação do Eh da solução efluente

As reações de oxi-redução envolvem a transferência de elétrons e trocas concomitantes de íons ou compostos. Numa reação de oxi-redução sempre há perdas e ganhos de elétrons, pois os que são perdidos por um átomo, íon ou molécula são

imediatamente recebidos por outros. O potencial redox pode ser quantificado através do coeficiente Eh.

O Eh exerce influência sobre a estabilidade química das soluções do solo e sobre seus minerais.

A determinação do Eh foi realizada em peagâmetro pelo laboratório Saybolt Concremat juntamente com as outras análises citadas anteriormente.

e) **Determinação da Condutividade elétrica**

A condutividade elétrica tem por princípio especificar a capacidade que uma substância tem de conduzir fluxos de cargas entre os íons.

Substâncias eletrolíticas são as que, dissolvidas em solvente, fornecem íons à solução. Tais soluções conduzem melhor a eletricidade que os solventes puros. Em uma solução de solo, a condutividade elétrica relaciona-se ao teor de sólidos totais dissolvidos.

Ela é diretamente proporcional à concentração de partículas com cargas presentes na solução, ou seja, quanto mais íons, maior a capacidade de conduzir corrente elétrica.

As medidas de condutividade elétrica foram realizadas a partir das mesmas alíquotas de efluentes que serviram como base para as outras medidas no laboratório Saybolt Concremat, utilizando-se condutivímetro, conforme modelo da figura 3.20.



Figura 3.20: Modelo de condutivímetro (Fonte: Facíola, 2009).

4. RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL

Os dados exibidos da caracterização do material são o resultado do estudo sobre a influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e nas propriedades índices e mecânicas de solo litorâneo arenoso fino laterítico para emprego em barreiras minerais, realizado por Silva (2011). Portanto, maior detalhamento a respeito dos ensaios executados pode ser encontrado neste trabalho.

4.1.1 Caracterização físico-química dos materiais

Dados sobre propriedades físicas e a curva granulométrica obtida para o solo ARMAR são apresentadas na tabela 4.1 e na figura 4.1, respectivamente.

Tabela 4.1: Caracterização geotécnica do solo ARMAR.

Propriedades Físicas	Valores
Peso específico real dos grãos (kN/m^3)	26,3
Porcentagem de areia média (%)	21
Porcentagem de areia fina (%)	49
Porcentagem de silte (%)	5
Porcentagem de argila (%)	25
Limite de liquidez (%)	32
Limite de plasticidade (%)	16
Teor de umidade higroscópica (%)	3,65

(Fonte: Silva, 2011)

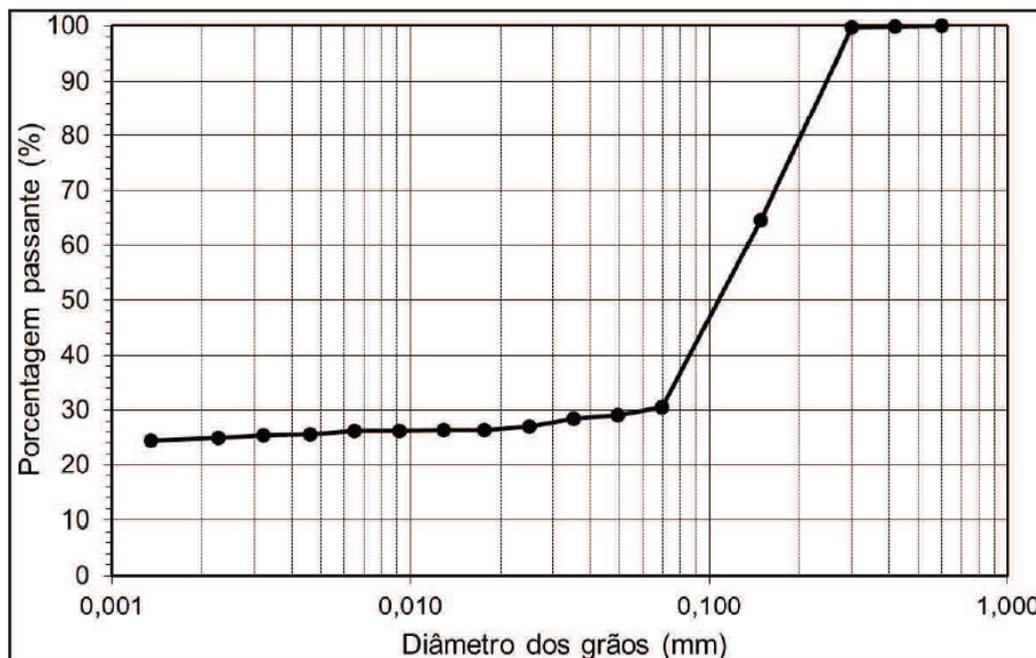


Figura 4.1: Curva granulométrica do solo ARMAR (Fonte: Silva, 2011).

A tabela 4.2 mostra os resultados da caracterização geotécnica da mistura solo-bentonita 4% e a figura 4.2 ilustra sua curva granulométrica.

Tabela 4.2: Caracterização geotécnica da mistura solo-bentonita 4%.

Propriedades Físicas	Valores
Peso específico real dos grãos (kN/m^3)	26,4
Porcentagem de areia média (%)	26
Porcentagem de areia fina (%)	42
Porcentagem de silte (%)	5
Porcentagem de argila (%)	27
Limite de liquidez (%)	28
Limite de plasticidade (%)	12
Teor de umidade higroscópica (%)	4,44

(Fonte: Silva, 2011).

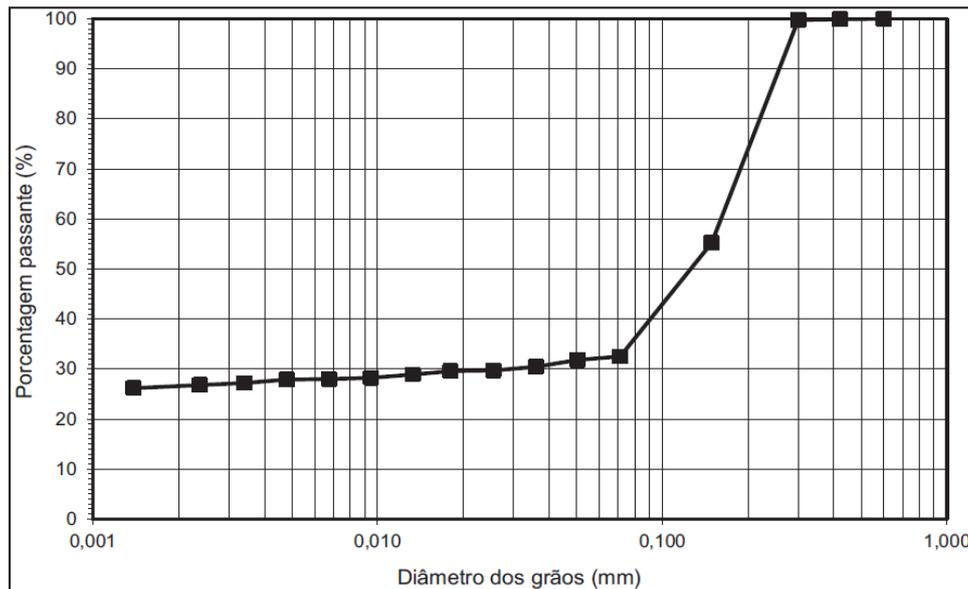


Figura 4.2: Curva granulométrica da mistura solo-bentonita 4%.

(Fonte: Silva, 2011).

Observou-se que com o acréscimo de 4% de bentonita ocorreu somente um pequeno aumento da fração argilosa, não havendo outras mudanças relevantes nas propriedades físicas do solo.

Assim, a mistura foi classificada como:

- areia argilosa segundo a classificação granulométrica da ABNT (NBR6502/1995);
- SC (areia argilosa) segundo o Sistema Unificado (USCS); e
- A-2-6 (1) pela HRB-AASHTO.

Na tabela 4.3 verifica-se a caracterização química do solo, da bentonita e da mistura solo-bentonita 4%.

Tabela 4.3: Caracterização química do solo, bentonita e mistura solo-bentonita 4%.

Materiais	Propriedades Químicas (cmol _c /kg)						CTC _{efetiva}
	Ca	Mg	K	Na	Al	pH em água	
ARMAR	2,20	2,00	0,20	0,08	0,10	5,40	4,5
Bentonita	5,90	3,30	0,20	77,70	0,00	10,00	87,1
Mistura	4,00	3,00	0,20	2,37	0,00	7,50	7,2

(Fonte: Silva, 2011).

Percebe-se que o solo é moderadamente ácido e, ao receber 4% de bentonita sódica, adquiriu as características básicas do aditivo, constatado pelo aumento no valor do seu pH.

A existência de elementos químicos trocáveis no solo pode ser explicada pelo processo de intemperismo físico-químico sofrido por este.

Como era esperado, notou-se alto valor de CTC para a bentonita, devido à presença de argilominerais 2:1, determinante de sua intensa capacidade expansiva.

A mineralogia da fração fina do solo ARMAR foi analisada por difratogrametria de raios X, em amostras natural, glicolada e calcinada e também pela análise do pó. A Tabela 4.4 resume os resultados.

Tabela 4.4: Resultados da análise mineralógica da fração fina do solo ARMAR.

Minerais	Análise do pó	Análise da fração coloidal		
		Amostra natural	Amostra glicolada	Amostra calcinada
Quartzo	X	X	X	X
Feldspato alcalino	X			
Caulinita	X	X	X	
Ilita		X	X	X
Vermiculita		X	X	X
Esmeclita		X		

(Fonte: Bastos et al., 2008).

4.1.2 Determinação dos Parâmetros de Compactação

A tabela 4.5 e a figura 4.3 apresentam, respectivamente, os parâmetros e as curvas de compactação do solo ARMAR e das misturas solo-bentonita, obtidas em ensaio Mini-Proctor.

Um aumento no teor de bentonita provocou um aumento na umidade ótima da mistura. O acréscimo de aditivo também promoveu uma mudança na estrutura do solo causando a redução da massa específica seca máxima.

Tabela 4.5: Parâmetros de compactação do solo e das misturas estudadas.

Teor de bentonita (%)	w _{ot} (%)	γ _d máx (kN/m ³)
0	11,13	19,73
2	11,37	19,87
4	11,72	19,75
6	12,20	19,53
8	12,60	19,25
10	12,80	19,07
12	13,10	18,87
14	13,47	19,12

(Fonte: Silva, 2011).

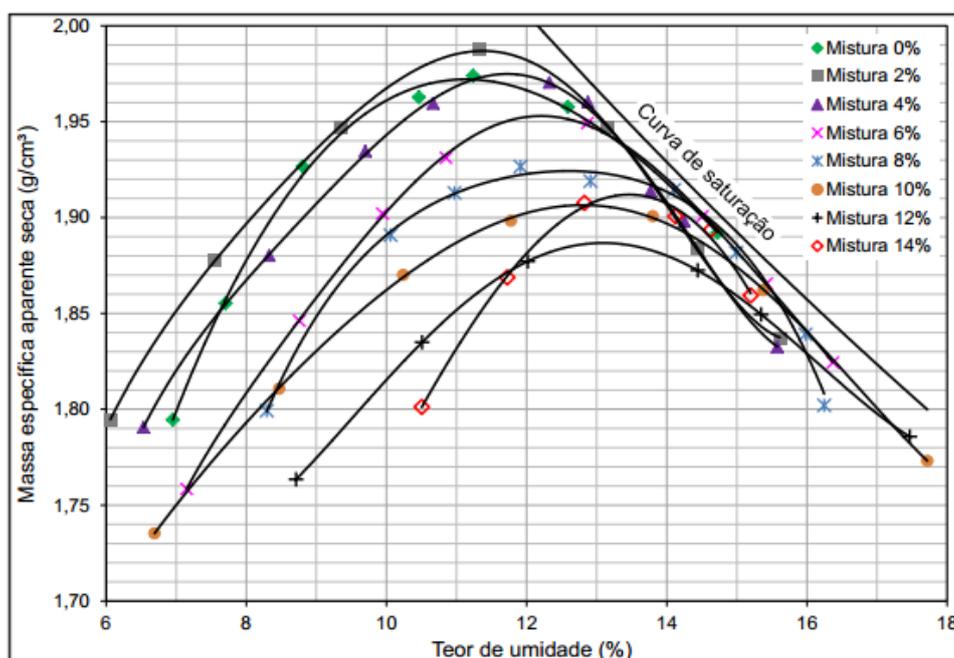


Figura 4.3: Curvas de compactação do solo e das misturas solo-bentonita obtidas em ensaio Mini- Proctor (Fonte: Silva, 2011).

4.1.3 Condutividade hidráulica do solo e da mistura

O solo ARMAR, ensaiado em permeâmetro de parede flexível, apresentou condutividade hidráulica de $3,4 \cdot 10^{-9}$ m/s (Silva, 2011). Apesar de oriundo de um perfil arenoso litorâneo, o resultado é compatível com o enriquecimento em argila do solo do horizonte B. Com vista a obter um material com permeabilidade inferior a 10^{-9} m/s, e com isso satisfazer a especificação de materiais para barreiras minerais em solo compactado, Silva (2011) conduziu os estudos até então referidos, avaliando a adição de bentonita para redução da condutividade hidráulica do solo pesquisado (tabela 4.6 e figura 4.4).

Tabela 4.6: Condutividade hidráulica do solo, e das misturas estudadas.

Teor de bentonita (%)	k_{20} (m/s)
0	$3,39 \cdot 10^{-9}$
2	$1,37 \cdot 10^{-9}$
4	$2,75 \cdot 10^{-10}$
6	$2,84 \cdot 10^{-10}$
8	$3,36 \cdot 10^{-10}$
10	$2,87 \cdot 10^{-10}$
12	$1,69 \cdot 10^{-10}$
14	$3,53 \cdot 10^{-10}$

(Fonte: Silva, 2011).

Através dos resultados observou-se que um teor mínimo de apenas 4% de aditivo torna a mistura solo ARMAR-bentonita viável, quanto à condutividade hidráulica, para uso em construção de barreiras impermeabilizantes.

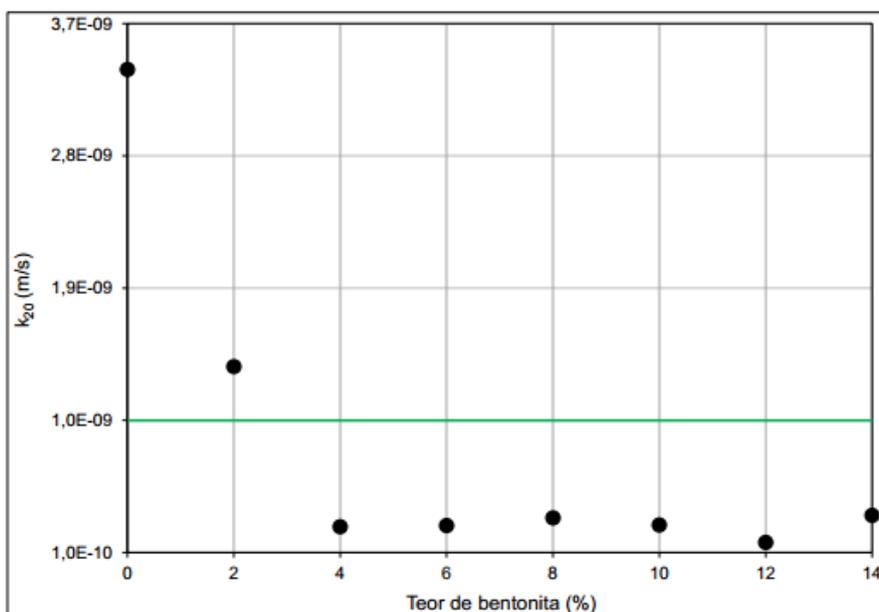


Figura 4.4: Variação da condutividade hidráulica com o aumento no teor de bentonita (Fonte: Silva, 2011).

4.1.4 Classificação MCT

A tabela 4.7 apresenta os coeficientes resultantes dos ensaios de caracterização pela Metodologia MCT, realizados para o solo ARMAR no estado natural e na mistura com bentonita 4%.

Tabela 4.7: Parâmetros de compactação do solo, e das misturas estudadas.

Coeficiente classificatório	Materiais	
	ARMAR	Mistura
c'	1,12	1,59
d'	53,3	52,9
Pi	52	276
e'	0,96	1,46

(Fonte: Silva, 2011).

A figura 4.5 exibe a posição do solo ARMAR e mistura solo-bentonita 4% no gráfico da classificação MCT.

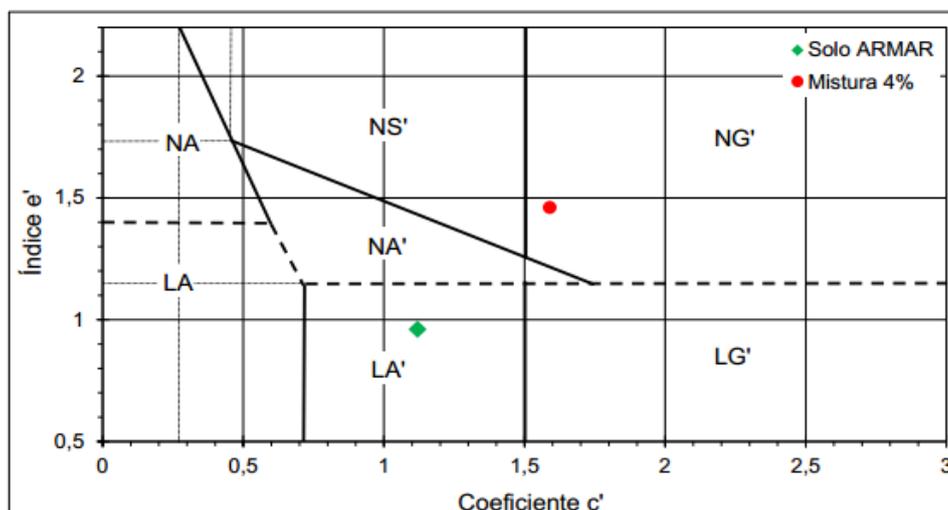


Figura 4.5: Solo ARMAR e mistura solo-bentonita 4% no gráfico da classificação MCT (Fonte: Silva, 2011).

O solo ARMAR corresponde a um solo arenoso de caráter laterítico (LA'), condizente com a maturidade pedogenética deste horizonte, já a adição no teor de 4% de bentonita já é o suficiente para classificá-lo como NG' (solo argiloso de comportamento não laterítico).

A tabela 4.8 apresenta os resultados obtidos na avaliação de propriedades tecnológicas pela Metodologia MCT para o solo ARMAR e mistura solo-bentonita 4%.

Tabela 4.8: Propriedades tecnológicas do solo ARMAR e da mistura.

Propriedades tecnológicas	ARMAR	Mistura
s/ imersão (%)	51	19
Mini-CBR c/ imersão (%)	26	9
Índice RIS (%)	50	49
Expansão (%)	0,50	0,43
Contração (%)	0,21	0,20

Obs: solo ARMAR compactado na energia equivalente do Proctor Intermediário. (Fonte: Silva, 2011).

Pelos critérios propostos por Nogami e Villibor (1995), a mistura compactada na energia equivalente do Proctor Intermediário apresenta média ($4\% \leq \text{Mini-CBR} \leq 12\%$) a elevada ($\text{Mini-CBR} > 12\%$) capacidade de suporte, com e sem imersão, respectivamente. Esta mistura possui mediana perda da capacidade de suporte promovida pela imersão ($40\% \leq \text{RIS} \leq 70\%$). Observa-se que a presença de bentonita tende a reduzir a capacidade de suporte do solo. A expansão e a contração são consideradas baixas ($\leq 0,5\%$) e de maneira não esperada, mostram-se ainda menores com a presença de bentonita.

4.2. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS DO ENSAIO PILOTO EM COLUNA

Uma análise preliminar do comportamento do equipamento de coluna, confeccionado para avaliar a capacidade de retenção da mistura solo-bentonita, foi realizada no Laboratório de Geotecnia e Concreto da Universidade Federal do Rio Grande (FURG) a partir de um ensaio piloto. Na verdade, executaram-se três ensaios simultaneamente, sendo que em dois deles as colunas com a mistura de solo ARMAR com 4% bentonita foram percoladas com KCl e em um terceiro houve percolação de água deionizada/destilada pela mesma mistura.

Os parâmetros avaliados foram as concentrações de Na^+ , K^+ e Cl^- , e valores de pH, Eh e condutividade elétrica (CE) durante a etapa de saturação e percolação das colunas 1 e 2 com KCl e saturação e percolação da coluna 3 com água deionizada/destilada.

4.2.1 Medidas hidráulicas

Os dados dos ensaios em coluna são mostrados na tabela 4.9.

As tabelas 4.10 e 4.11 exibem os valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros hidráulicos obtidos durante a fase de saturação e percolação das colunas de solo.

Tabela 4.9: Dados do ensaio em coluna.

DADOS	COLUNA 1	COLUNA 2	COLUNA 3
Área (cm ²)	70,88	70,88	70,88
Diâmetro (cm)	9,40	9,40	9,40
Altura na coluna (cm)	1,80	1,80	1,80
ρ_d (g/cm ³)	1,95	1,95	1,95
n (%)	33	33	33
w _{ót} (%)	11,72	11,72	11,72
Volume de vazios (cm ³)	31,77	31,77	31,77
Tempo de ensaio (dias)	60	60	60
k _{final} (m/s)	5,40 x 10 ⁻⁹	4,54 x 10 ⁻⁹	5,21 x 10 ⁻¹⁰
Carga hidráulica (kPa)	20	20	20
Gradiente hidráulico	111	111	111
Molaridade de KCl (M)	0,023	0,023	-
Concentração de KCl (mg/L)	1713,5	1713,5	-

Tabela 4.10: Valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros hidráulicos obtidos durante a fase de saturação das colunas de solo.

Saturação com KCl – colunas 1 e 2							
Saturação com água destilada/deionizada – coluna 3							
Coluna	Q (vazão)			k* (cond. hidráulica)			Grupo Amostral
	(cm/s)			(cm/s)			
	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	
1	0,25	0,47	1,02	5,63 x 10 ⁻⁹	1,00 x 10 ⁻⁸	2,17 x 10 ⁻⁸	30
2	0,21	0,37	0,66	4,66 x 10 ⁻⁹	8,00 x 10 ⁻⁸	1,40 x 10 ⁻⁸	30
3	0,02	0,02	0,08	4,68 x 10 ⁻¹⁰	6,03 x 10 ⁻¹⁰	1,73 x 10 ⁻⁹	30

k* condutividade hidráulica da mistura no ensaio de coluna

Tabela 4.11: Valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros hidráulicos obtidos durante a fase de percolação das colunas de solo.

Percolação com KCl – colunas 1 e 2							
Percolação com água destilada/deionizada – coluna 3							
Coluna	Q (vazão) (cm/s)			k* (cond. hidráulica) (cm/s)			Grupo Amostral
	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	
1	0,21	0,23	0,27	$5,78 \times 10^{-9}$	$5,30 \times 10^{-9}$	$4,51 \times 10^{-8}$	30
2	0,17	0,19	0,23	$4,88 \times 10^{-9}$	$4,20 \times 10^{-9}$	$3,72 \times 10^{-8}$	30
3	0,02	0,02	0,02	$5,56 \times 10^{-10}$	$4,89 \times 10^{-10}$	$4,34 \times 10^{-9}$	30

k* condutividade hidráulica da mistura no ensaio de coluna

Observando os resultados dos ensaios realizados, nota-se certa semelhança quanto à condutividade hidráulica verificada da coluna 3 e a condutividade hidráulica da mistura solo-bentonita ensaiada em permeâmetro de parede flexível. Esse comportamento era esperado para a três colunas.

4.2.2 Medidas químicas

a) Determinação da concentração de Na⁺, K⁺ e Cl⁻.

As tabelas 4.12 a 4.14 apresentam a variação de Na⁺, K⁺ e Cl⁻ em função do volume de poros percolados para os ensaios.

Tabela 4.12: Variação de Na⁺, K⁺ e Cl⁻ em função do volume de poros percolados para a coluna 1.

Análise	Coluna 1 (KCl)				
	Volume de poros percolados (cm ³)				
	191	488	677	754	828
Na (mg/L)	16,2	0,043	0,681	0,549	0,64
K (mg/L)	3819	1572	1047	1025	980
Cl (mg/L)	765,7	804	867,8	918,9	855,1

Tabela 4.13: Variação de Na⁺, K⁺ e Cl⁻ em função do volume de poros percolados para a coluna 2.

Análise	Coluna 2 (KCl)				
	Volume de poros percolados (cm ³)				
	150	383	537	601	664
Na (mg/L)	75,5	1	0,885	0,502	0,36
K (mg/L)	6,57	310	694	86,7	1000
Cl (mg/L)	778,5	804	829,5	931,6	855,1

Tabela 4.14: Variação de Na⁺, K⁺ e Cl⁻ em função do volume de poros percolados para a coluna 3.

Análise	Coluna 3 (H ₂ O)	
	Volume de poros percolados (cm ³)	
	26	56
Na (mg/L)	63	17,4
K (mg/L)	6,27	17,3
Cl (mg/L)	35,2	16,8

Foi realizada uma análise para cada coluna na fase de saturação, período compreendido do início da operação até a estabilização da vazão, duas análises para a fase de percolação da coluna percolada com água deionizada e quatro análises para a fase de percolação para as colunas percoladas com KCl, completando um período total de 90 dias de testes.

Os resultados das análises químicas da coluna de percolação 1 não mostram coerência, logo a análise que segue tem por base somente a coluna 2 percolada com KCl.

Durante a percolação percebeu-se um aumento da concentração de Na^+ em relação à solução influente, o que pode ser explicado, pelo fato da bentonita utilizada na mistura ser sódica. Os íons K^+ da solução contaminante foram retidos na superfície do solo e os íons Na^+ da bentonita foram liberados na solução efluente.

Com o passar do tempo, a lixiviação provocou uma redução na concentração de Na^+ , para valores muito próximos de zero na configuração analisada, como pode ser visto na figura 4.6. Logo se percebe uma acentuada troca iônica inicial do Na^+ pelo K^+ na coluna, que reduz na medida em que aumenta o volume de poros percolado (tabela 4.13), sugerindo que o íon K^+ está deixando de ser adsorvido. O resultado de K^+ para 601 cm^3 desta tendência.

A curva de variação de Na^+ em função do número de dias de percolação da coluna 2 percolada com KCl é demonstrada na figura 4.6.

Na coluna 3 ocorreu um comportamento peculiar. Os resultados de percolação com água mostram com maior destaque a redução na lixívia do cátion Na^+ oriundo da bentonita na mistura. Este valor diferenciado pode estar relacionado ao tipo de solução influente utilizada (água deionizada).

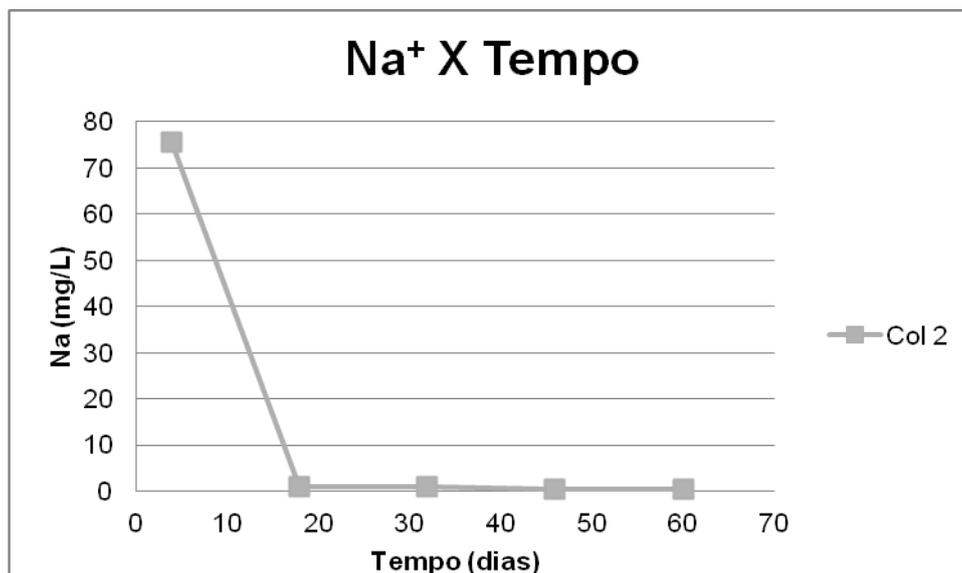


Figura 4.6: Curva de variação de Na^+ para o ensaio da coluna 2.

Na figura 4.7 é apresentada a curva de variação de K^+ em função do número de dias de percolação da coluna 2 percolada com KCl.

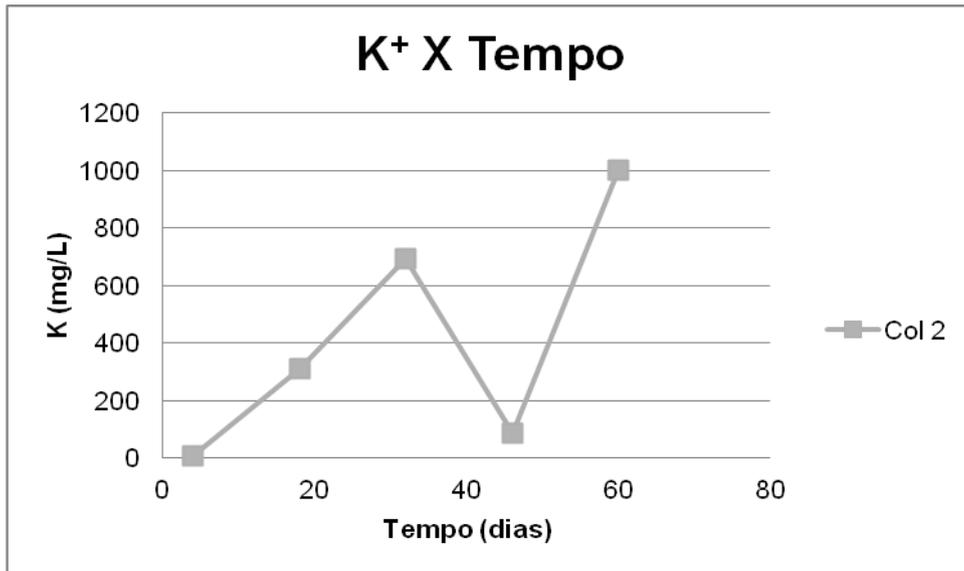


Figura 4.7: Curva de variação de K⁺ para o ensaio da coluna 2.

O ânion Cl⁻ mostra um leve acréscimo de concentração no efluente com o volume de poros percolado, demonstrando a gradual saturação da coluna. O resultado final para 664 cm³ não confirma esta tendência.

A figura 4.8 exibe a curva de variação de Cl⁻ em função do número de dias de percolação da coluna 2 percolada com KCl.

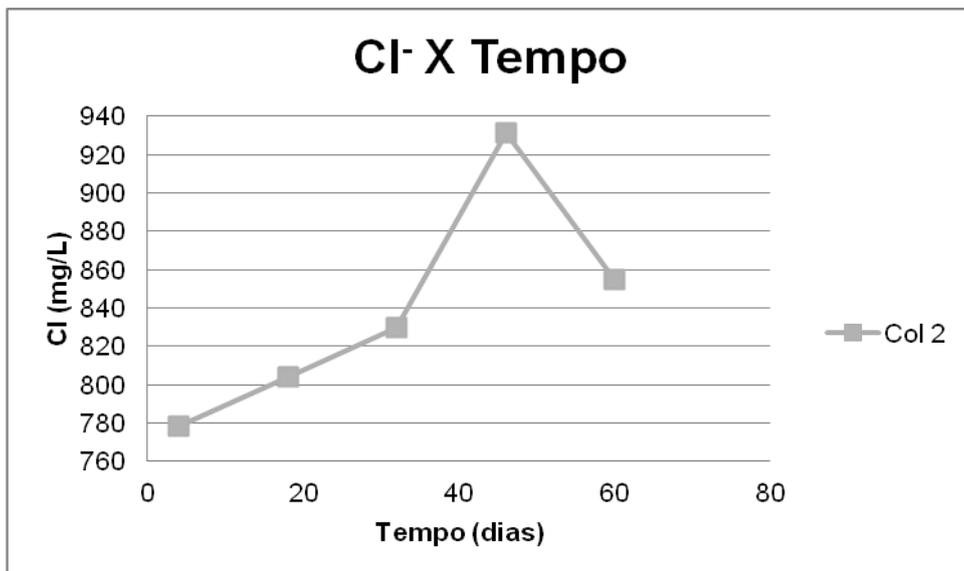


Figura 4.8: Curva de variação de Cl⁻ para o ensaio da coluna 2.

b) Determinação do pH, do Eh e da CE da solução efluente

As tabelas 4.15 a 4.17 apresentam a variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para os ensaios.

Tabela 4.15: Variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para a coluna 1.

Análise	Coluna 1 (KCl)				
	Volume de poros percolados (cm ³)				
	191	488	677	754	828
pH	7,39	7,41	4,85	6,96	7,1
Eh	20,79	20,86	20,89	20,78	21,03
CE (μS/cm)	2291,1	2684,6	2677,7	2670,6	2484,4

Tabela 4.16: Variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para a coluna 2.

Análise	Coluna 2 (KCl)				
	Volume de poros percolados (cm ³)				
	150	383	537	601	664
pH	7,56	7,48	4,98	7,14	7,09
Eh	20,85	20,83	20,89	20,87	20,99
CE (μS/cm)	2347,2	2684,1	2681,2	2747,3	2615,4

Tabela 4.17: Variação do pH, Eh e da CE em função do volume de poros percolados para a coluna 3.

Análise	Coluna 3 (H ₂ O)	
	Volume de poros percolados (cm ³)	
	26	56
pH	7,98	6,42
Eh	20,86	20,83
CE (μS/cm)	392,7	136,3

O pH do efluente das colunas que receberam a solução contaminante foi inferior em relação a coluna que recebeu água deionizada/destilada. Porém não houve diferença significativa entre as colunas que receberam a solução contaminante.

O pH das soluções efluentes foram superiores ao pH da solução influente de KCl que apresentava pH de 5,81. Este fato deve-se à lixiviação dos sais solúveis presentes nas superfícies dos minerais do solo, pois o acréscimo dos íons, K^+ e Na^+ , alcalinizou o efluente.

A água destilada/deionizada utilizada na percolação da coluna 3 apresentou pH de 5,89 e após a percolação o pH verificado no lixiviado foi de 7,98.

Nas colunas percoladas com KCl o pH médio de 7,4 do efluente foi muito próximo dos valores de pH da coluna percolada com água destilada/deionizada, indicando uma condição levemente neutra à básica ao longo do ensaio.

Os parâmetros pH, Eh e CE não mostraram variação significativa, e assim, não há como identificar tendência durante a lixívia. A amostragem realizada em 677 cm^3 de poros percolados na coluna 1 e em 537 cm^3 de poros percolados na coluna 2 mostram valores atípicos de pH, indicando possível contaminação na amostragem ou falha na condução da medida do pH nesta remessa enviada ao laboratório.

5. CONCLUSÕES GERAIS E SUGESTÕES

Este trabalho de dissertação apresenta resultados da caracterização física e química e da avaliação da condutividade hidráulica de mistura solo-bentonita e da construção de um equipamento para ensaio de coluna e dos primeiros ensaios empregados na avaliação de seu funcionamento.

Como material de ensaio foi empregado um solo arenoso fino litorâneo laterítico, oriundo da Barreira Litorânea II da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, presente no município de Rio Grande/RS e identificado como ARMAR, misturado à bentonita sódica comercial. Essa mistura solo-bentonita apresenta potencial emprego em barreiras minerais em solo compactado para fins de construção de estruturas de contenção de resíduos.

O solo ARMAR apresenta-se como arenoso fino com fração argilosa, conferindo-lhe certa plasticidade e cuja classificação pelo Sistema Unificado é SC, pela HRB-AASHTO é A-2-6(1) e pela Metodologia MCT é LA' (solo arenoso de caráter laterítico). Os argilominerais presentes mostram-se inativos, indicando predomínio de caulinita. A caracterização química realizada para a bentonita confirmou seu caráter sódico. A condutividade hidráulica encontrada para o solo compactado, em estado natural (sem aditivo), foi de $3,39 \cdot 10^{-9}$ m/s. A adição de bentonita no teor de 4% reduziu a condutividade hidráulica para $2,75 \cdot 10^{-10}$ m/s, valor aceitável no emprego como barreira mineral e altera a classificação MCT para NG' (solo não laterítico de caráter argiloso).

Quanto ao equipamento, pode-se apreciar seu adequado funcionamento, avaliado por meio do seu desempenho hidráulico e das análises dos efluentes gerados. De modo geral, concluiu-se que o objetivo principal deste trabalho foi alcançado: o equipamento teve desempenho de acordo com o planejado sob a ótica do arranjo hidráulico do projeto. Entretanto, reconhece-se a necessidade de ser melhor investigado sob o ponto de vista da influência do projeto e da operação do mesmo nos resultados das análises químicas dos efluentes.

A seguir apresenta-se uma análise particularizada dos componentes do equipamento:

- Sistema de Ar Comprimido

Os fatores que influenciavam no projeto do sistema de ar comprimido foram observados e seu funcionamento se mostrou adequado. A pressão manteve-se constante no reservatório, não se percebeu relevante perda de carga e contrapressão na saída do efluente.

O ar comprimido foi fornecido pelo compressor com pressão suficiente para garantir a alimentação das três colunas de solo.

O registro de esfera garantiu o controle da passagem do ar para a tubulação e sua pressão manteve-se constante pelo manômetro inserido na entrada dos terminais.

- Reservatório

O reservatório de soluções apresentou destacada performance, permitindo com êxito a injeção múltiplas soluções, simultaneamente e nas mesmas condições de pressão, em vários corpos de prova. Sua construção com acrílico transparente foi eficiente para a visualização da membrana de PVC flexível interna.

A fixação da câmara de ar comprimido na tampa de PVC marrom assegurou um bom desempenho do processo de recarga do reservatório.

A câmara foi eficiente na função de expandir-se e impulsionar o sistema, fazendo com que a solução contaminante fosse injetada dentro da coluna. A parte inferior do reservatório vedada com uma tampa de PVC marrom, fixada a torneira esférica e unida por um adaptador permitiu, com êxito, a retirada da solução efluente para análise.

- Célula de percolação

A vedação da célula nas tampas mostrou-se bastante eficaz. Quanto à eficiência hidráulica das células de percolação, algumas modificações são sugeridas para evitar-se um provável fluxo de solução pela interface solo-parede (fluxo parasita), como a aplicação de areia lavada e cola branca nas paredes das células de percolação, tratá-las com politetrafluoretileno (PTFE) ou mesmo a substituição do acrílico por outro material mais abrasivo. Tais soluções foram pesquisadas posteriormente a construção do equipamento, apesar de fluxo parasita não ter sido diagnosticado.

Também como medida preventiva de fluxos preferências as laterais das paredes das células foram lixadas em sentido transversal ao fluxo. Para impedir o contato do solo com as pedras foram colocados discos de malha nylon de 400 mesh, na base e no topo da coluna de solo.

As abraçadeiras tiveram bom desempenho e não permitiram a variação de diâmetro do cilindro durante a compactação do corpo de prova.

- Compactador

A operação de compactação mostrou-se bastante eficiente, o peso e a altura dos espécimes foram controlados, de forma a atingir os parâmetros de compactação.

Quanto aos resultados das análises químicas dos efluentes dos primeiros ensaios realizados com injeção de solução de KCl (colunas 1 e 2) e água destilada (coluna 3), concluiu-se que alguns resultados inconsistentes das análises químicas não permitiram uma melhor avaliação. A necessidade de se fazer as análises químicas em caráter comercial (em laboratório comercial privado), sem a condição de se fazer uma maior acompanhamento e discussão dos resultados com os executantes, corroborou neste sentido.

Entretanto, foi possível verificar que durante a percolação percebeu-se um aumento da concentração de Na^+ em relação à solução influente, o que pode ser explicado, pelo fato da bentonita utilizada na mistura ser sódica. Os íons K^+ da solução contaminante foram retidos na superfície do solo e os íons Na^+ da bentonita foram liberados na solução efluente. Com o passar do tempo, a lixiviação provocou uma redução na concentração de Na^+ , para valores muito próximos de zero. Os resultados de percolação com água mostram com maior destaque a redução na lixívia do cátion Na^+ oriundo da bentonita na mistura.

O ânion Cl^- mostra um leve acréscimo de concentração no efluente com o volume de poros percolado, demonstrando a gradual saturação da coluna.

O pH das soluções efluentes foram superiores ao pH da solução influente de KCl. Este fato deve-se à lixiviação dos sais solúveis presentes nas superfícies dos minerais do solo, pois o acréscimo dos íons, K^+ e Na^+ , alcalinizou o efluente. Tanto nas colunas percoladas com KCl como aquela com água destilada, os valores médios de pH do efluente indicam uma condição levemente neutra à básica durante o ensaio. Entretanto, os parâmetros pH, Eh e CE não mostraram variação significativa no decorrer do ensaio, e assim, não foi possível identificar tendência durante a lixívia.

Admite-se que as inconsistências apontadas nos resultados das análises químicas possam também ter sido motivadas pela impossibilidade de controle de algumas condições de operação do experimento, tais como temperatura de trabalho no laboratório, acúmulo de material para análise, falta de condições de análise em local próximo ao laboratório e de

acompanhamento das condições das soluções efluentes e a provável falha na condução da análise pelo laboratório.

É fundamental salientar que os resultados até então atingidos são preliminares e caracterizam testes iniciais do sistema projetado e construído. Sabe-se que é necessário efetuar novos e diferentes ensaios, envolvendo outras misturas e soluções influentes, para melhor avaliação do real potencial do equipamento nos estudos de retenção de contaminantes em barreiras minerais. Entretanto, os resultados obtidos podem ser definidos como promissores e validam o equipamento para usos futuros.

Aplicações futuras dos resultados aqui produzidos incluem a confecção das curvas de chegada (dispersão hidrodinâmica – Dh - e fator de retardamento - Rd) para a mistura solo-bentonita a partir dos resultados das análises químicas do percolado em um mais longo período.

Realizar as mesmas análises químicas feitas para o solo e mistura antes do ensaio e após a exumação das células de percolação.

Num outro ensaio, testar as colunas 1 e 2 com água destilada/deionizada, como solução contaminante, para verificar se o efeito da condutividade hidráulica do contaminante influenciou nos resultados de condutividade hidráulica das referidas colunas.

Testar o equipamento com novas soluções contaminantes, com novos solos e/ou misturas solo-bentonita que venham a substituir outras alternativas como barreira mineral.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONSO, T. P. (2005). Condutividade hidráulica de solos compactados em ensaios com permeâmetro de parede flexível. Tese de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 120 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). 2010. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil – 2010. São Paulo: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2010. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm. Acesso em: 12 out 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. Solo- Análise Granulométrica; (MB 32) NBR 7181, Rio de Janeiro, 13 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. Solo- Determinação do Limite de Plasticidade; (MB 31) NBR 7180, Rio de Janeiro, 3 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. Solo- Ensaio de Compactação; (MB 33) NBR 7182, Rio de Janeiro, 10 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. Solo- Determinação do Limite de Liquidez; (MB 30) NBR 6459, Rio de Janeiro, 6 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1984. Solo- Grãos de solo que passam na peneira 4,8mm. Determinação da massa específica; NBR 6508, Rio de Janeiro, 13 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1986. Solo- Amostras de Solo- preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. NBR 6457, Rio de Janeiro, 10 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2000. Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável.; NBR 14545, Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2004. Solo- Resíduos sólidos- Classificação; NBR 10004, Rio de Janeiro.

ASTM- American Society for Testing and Materials, 2003. D5084: Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. West Conshohocken.

BALZAMO, S.; DE ANGELIS, G.; POLI, F., 1993. Changes in clay liners induced by leachate. International Landfill Symposium, 4th, Proc...Sardinia, S. Margherita di Paula, Cagliari, pp.263-266.

BASSO, J. B. 2003. Transporte e retenção de K⁺, Cu²⁺ e Cl⁻ em uma mistura compactada de solos lateríticos para uso em barreiras selantes: procedimentos de homogeneização da mistura e adaptações em equipamentos de percolação em coluna. (Dissertação de Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 168p.

BASTOS, C.A.B.; SCHMITT, L.A.; VASCONCELLOS, S.M.; RABASSA, C.M.; PINTO, P.B., 2008. Estudo das propriedades geotécnicas de um solo arenoso fino laterítico encontrado em barreira litorânea no sul do Rio Grande do Sul. 12º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental. Anais. ABGE/Porto de Galinhas(PE). In CD-ROM.

BASTOS, C. A. B.; VALENTE, A. L. S.; TAGLIANI, C. R.; MIRANDA, T. C.; PINTO, W. S. e DIAS, R. V., 2005. Mapeamento de unidades geotécnicas como subsídio a formação de um banco de dados geotécnicos georreferenciado para o município de Rio Grande/RS. 11º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental ABGE, 13 a 16 de novembro de 2005, Florianópolis, SC. pp 136-151.

BASTOS, C. A. B.; FELTEN, D., 2004.. Avaliação do emprego de solos arenosos finos lateríticos da Planície Costeira Sul do RS em pavimentação econômica com base nos critérios

estabelecidos pela metodologia MCT. 1º Simpósio Brasileiro de Jovens Geotécnicos, Anais. ABMS, São Carlos/SP (em CD-ROM).

BAUDRACCO, J., 1994. Influence sur la stabilité des ouvrages et l'environnement des échanges cationiques sur les argiles. International IAEG Congress, 6th, Proc... Balkema, Rotterdam, pp. 927-937.

BEAR, J., 1972. Dynamics of fluids in porous media dover, New York. Courier Dover Publications. Technology & Engineering. 764 p.

BIDONE, F. R. A. e POVINELLI, J., 1999. Conceitos básicos de resíduos sólidos. Tese de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 120 p.

BITENCOURT, M. S., 2007. Estudo da condutividade hidráulica de barreiras minerais: emprego de solos residuais da formação Sanga do Cabral. Relatório de Estágio. Departamento de Engenharia Civil. Pontífica Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Faculdade de Engenharia. 52p.

BOFF, F. E., 1999. Avaliação do comportamento de uma mistura compactada de solos lateríticos frente a soluções de Cu^{2+} , K^{+} e Cl^{-} em colunas de Percolação. Tese de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 180 p.

BONAPARTE, J. F., 1982. Faunal replacement in the Triassic of South America. Journal of Vertebrate Paleontology, 2: 362-371.

BONATO, R. F., MELGES, E. SANTOS, V., 1998. Nutrição mineral de plantas. Universidade Federal de Maringá. (UEM), Paraná/PR. 137p.

BORGES, A. F., 1996. Avaliação dos mecanismos de transporte de Hexaclorociclohexano (HCH) no solo da Cidade dos Meninos, Duque de Caxias, RJ. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil- PUC-Rio. 205p.

BORGES, A. F.; CAMPOS, T. A. P.; NOBRE, M. M. M., 1997. Desenvolvimento de um sistema de permeâmetros para ensaios de transporte de contaminantes em laboratório. Solos e Rochas, ABMS/ABGE, São Paulo, 20(3)191-207.

BOSCOV, M. E. G., 1997. Contribuição ao projeto de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos. (Tese de Doutorado), Escola Politécnica, USP, São Paulo, 269 p.

BOSCOV, M. E. G., OLIVEIRA, E.; GHILARDI, M. P.; SILVA, M. M., 1999. Difusão de metais através de uma argila laterítica compactada. In. REGEO'99, 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, pp.323-330.

BOSCOV, M. E. G.; OLIVEIRA, E., (2008). Geotecnia Ambiental. São Paulo: Oficina de Textos, 248p.

BURDEN D. S.; SIMS, J. L., 1998. Fundamentals of Soil Science as applicable to management of hazardous wastes. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 24p.

CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S., 1980. Comportamento do manganês em Oxisol influenciado pela aplicação de carbonato de cálcio e sacarose. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, 4: 71-75 pp.

CAMPOS, L. M. S., 2001. SGADA. Sistema de gestão e avaliação de desempenho ambiental: uma proposta de implementação. (Tese de Doutorado) Departamento de Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 220 p.

CAPUTO, H. P., 1996. Mecânica dos Solos e Suas Aplicações. Rio de Janeiro: LTC, 6º edição, 234p.

CARVALHO, M. F., 1999. Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 300 p.

CETESB- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO, 2001. Resíduos sólidos industriais. São Paulo.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1993. Resíduos Sólidos Industriais, 2ed. rev. ampl., São Paulo.

DNER- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem, 1994. DNER-ME 228: Solos- Compactação em equipamento miniatura. Rio de Janeiro.

COSTA, H. R., 1987. Estudo da disposição de metais pesados no solo – Aspectos construtivos e casos históricos. In: Anais do Simpósio de Barragens de Resíduos Industriais e de Mineração. Rio de Janeiro, Brasil, pp. 293-319.

COSTA, P. O. S., 2002. Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA. (Dissertação de Mestrado) - Departamento de Engenharia Civil Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 171 p.

COULSON, J. M.; RICHARDSON, J. F. Chemical Engineering- VOL 1- 2d ed., Longman, London, 1979.

CROOKS, V. E.; QUIGLEY, R. M., 1984. Saline leachate migration through clay: A comparative laboratory and field investigation. Canadian Geotechnical Journal, 21:349-362.

DANIEL, D. E., 1993. Case histories of compacted clay liners and covers for waste disposal facilities. In: Proc. Of the 3rd International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering, St. Louis, MO., S. Prakash (ed.), pp.1407-1425.

DANIEL, D. E.; TRAUTWEIN, S. J.; BOYNTON, S. S.; FOREMAN, D. E., 1984. Permeability testing with flexible-wall permeameters. Geotechnical Testing Journal, Philadelphia, v.7, n.3, p. 113-122.

DANIEL, D. E., 1994. State-of-the-Art: Laboratory Hydraulic Conductivity Tests for Saturated Soils. Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil. ASTM STP 1142, David E. Daniel and Stephen J. Trautwein, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

DAVIS, A. e SINGH, I., 1992. Washing of zinc (II) from contaminated soil column. *Journal of Environmental Engineering*, 121(2):174-185.

DEMUELENAERE, R. G. A., 2004. Caracterização de Propriedades de Transporte de metais Pesados em Solos Residuais do Rio de Janeiro. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Civil do Centro Técnico Científico da PUC-Rio. 120p.

DNER- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem, 1994. DNER-ME 228: Solos-Compactação em equipamento miniatura. Rio de Janeiro.

DNER- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem, 1994. DNER-ME 258: Solos-Compactação em equipamento miniatura. Mini- MCV Rio de Janeiro.

DNER- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem, 1994. DNER-ME 256: Solos-Compactação em equipamento miniatura. Determinação da perda de massa por imersão. Rio de Janeiro.

DREVER, J. I. (1997) *The Geochemistry of Natural Waters*. 3rd ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

DZOMBAK, D. A.; MOREL, F. M. M., 1990. *Surface complexation modeling: Hydrous Ferric Oxide*, Wiley- Interscience, New York, 393 pp.

ELBACHÁ, A. T., 1989. Estudo da influência de alguns parâmetros no transporte de massa em solos argilosos. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil- PUC- Rio. 178 p.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA., 1997. CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2º Edição. Rio de Janeiro. 212 p.

FACIOLA, R. C. S., 2009. Migração de Poluentes Inorgânicos em Liners Compostos. Tese de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 124 p.

FELTEN, D., 2005. Estudo sobre solos arenosos finos lateríticos da planície costeira sul do RS para emprego em pavimentação econômica (Dissertação de Mestrado), Curso de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica, 146 p.

FERREIRA, S. B., 2000. Ensaio laboratoriais para avaliação do potencial de contaminação de solo e de água por gasolina oxigenada. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FOLKES, D. J., 1982. Fifth Canadian Geotechnical Colloquium: Control of contaminant by the use of liners. Canadian Geotechnical Journal, 19(3), pp.320-344.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewoods Cliffs,N. Jersey, 604 p.

FULLER, W. H.; WARRICK, A. W., 1986. Soils in waste treatment and utilization. Boca Raton: CRC Press, v.1, 268p.

GÓIS, D. L., 1995. Estudo experimental para obtenção de curvas de chegada do cromo e do cádmio para materiais inconsolidados da região de Franca. Dissertação de mestrado, FFCL- Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

GOMIDE, J. A., 1988. Fisiologia das plantas forrageiras e manejo das pastagens. Informação Agropecuária, v.88, n. 153/154, p.11-18.

GRIM, R. E. Clay mineralogy. 2ª ed. New York: Mcgraw-Hill, 1968. 596p.

GRUBB, D. G., 1998. Importance of bulk and interfacial property correlation methods for modeling NAPL recovery, Environmental Geotechnics, pp. 957-975, Balkema, Rotterdam, Sêco e Pinto Ed..

GRUBER, N. L. S. 2003. Geografia dos sistemas costeiros e oceanográficos: subsídios para gestão integrada da zona costeira. Porto Alegre: GRAVEL,p. 81-89.

HAMADA, J., 2000. Efeito do escoamento de chorume de aterro sanitário em solos arenosos naturais e recompactados. Relatório Final. São Paulo.

HAMADA, J.; GIACHETI, H.L.; ELIS, V.R.; IWAI, C.K., 2002. Análise crítica dos sistemas de monitoramento de efluentes líquidos de aterros para resíduos sólidos. In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancun, México.

HAMADA, J.; GIACHETI, H. L., 2007. Emprego de aditivos para melhoria do solo de base de um aterro sanitário. In 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental- ABES. V.1.

HASAN, S. E.; HOYT, A. J., 1992. Model experiment on leachate migration through a clayey soil. Bulletin of the Association of Engineering Geologists, 29(3):311-327.

HEINECK, S. K., 2002. Estudo do comportamento hidráulico e mecânico de materiais geotécnicos para barreiras horizontais impermeáveis. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS. 251 p.

HEISTER, N.K.; VERMUELEN, T., 1953. Saturation performance of ion exchange and adsorption columns. Chemical of Engineering Programs, v.48, pp.505-516.

HILLEL, D., 1982. Introduction to soil physic. San Diego, Academic. 364p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2011. Atlas de saneamento Atlas de saneamento Atlas de saneamento Atlas de saneamento Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm. Acesso em: 06 mar 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2010. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/defaultquest_2002.shtm. Acesso em: 06 mar 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO, GÁS E BIOCMBUSTÍVEIS – IBP. 2000. Propriedades Mecânicas de Misturas Asfálticas com Variação de Granulometria e de CAP.

JARDIM, M. A. G.; VIEIRA, I. C. G., 2004. Análise florística e estrutural para avaliação da fragmentação nas florestas de várzea do estuário amazônico, In: JARDIM, M. A. G.; MOURÃO, L.; GROSSMANN, M. (Org.). Açai: possibilidades e limites para o desenvolvimento sustentável no estuário amazônico. Belém: MPEG. P. 101-121.

JESSBERGER, H. L.; ONNICH, K., 1994. Determination of pollutant transport parameters by laboratory testing. In: International Congress on Soil Mechanics and Foundation Engineering, XIII, Proc.. New Delhi, Inde, pp. 154-1552.

KIPLING, J. J., 1965. Adsorption from solutions of non-electrolytes. London. 328 p.

KNOP, A., 2007. Estudo do comportamento de liners atacado por ácido sulfúrico. (Dissertação de Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre. 230p.

KORF, E. P., 2011. Comportamento hidráulico e reativo de uma mistura solo-cimento para aplicação em barreiras de contenção de resíduos ácidos contendo chumbo e cádmio. (Dissertação de Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre. 143p.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. E., 1969. Soil Mechanics. John Wiley & Sons, New York. 572p.

LANZA, V. C. V., 2009 Caderno Técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos / Vera Cristina Vaz Lanza. - Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente: Fundação Israel Pinheiro, 2009. 28 p.; il.

LEITE, A. L., 1997. A difusão molecular do K⁺ e Cl em solos naturais compactados: uma perspectiva para uso em liners. (Dissertação de Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 144p.

LEITE, J. C.; ZUQUETE, L., 1995. Prevenção da contaminação e poluição de aquíferos: a utilização de liners. Boletim de Geociências, São Paulo, v.14 (1), p.167-178.

LEITE, J. C., 2000. Estudos Laboratoriais de Percolação em Colunas de Misturas de Solos Lateríticos Compactadas: Equipamentos e Ensaio. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 223 p.

LEITE, A. L., 2001. Migração de Íons Inorgânicos em Alguns Solos Tropicais, com Ênfase nos Processos de Sorção e Difusão Molecular. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 254p.

LEMOS, R. G., 2006. Estudo do comportamento hidráulico, mecânico e químico de barreiras hidráulicas verticais, compostas por solo residual, bentonita e cimento sob ação de substâncias agressivas. (Tese de Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. UFRGS. Porto Alegre/RS. 310p.

LI, Y. e GHODRATI, M., 1995. Transport of nitrate in soils as affected by earthworm activities. Journal of Environmental Quality, 24:432-438.

LIMA, L. M. Q., 1995. Lixo: Tratamento e biorremediação. Hermus Editora Ltda, São Paulo, SP. 3° Ed.

LISBOA, F.L.L., 2006. Determinação da condutividade hidráulica não saturada de solos residuais com o permeâmetro Guelph e ensaios de laboratório. (Magister Scientiae) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - 89 p.

LOPES, D. F., 2005. Transporte de contaminantes em meios porosos: aplicação da técnica da transformada integral. (Tese de mestrado) Universidade Federal do Pará. Centro Tecnológico. Departamento de Engenharia Química. 113p.

LUKIANCHUKI, J. A., 2007. Influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e na resistência ao cisalhamento de um solo arenoso utilizado como barreira impermeabilizante. (Dissertação de Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo. 124p.

MCCABE, C.; JACKSON, M.; ELLWOOD, B.B., 1985. Magnetic anisotropy in the Trenton limestones: results of a new technique, anisotropy of anhysteretic susceptibility, *Geophysics. Res. Lett.*, 12, 333-336.

MESRI, G.; OLSON, R. E., 1971. Mechanisms controlling the compressibility of clays. *J Am Soc Civ Engrs* 96:1853-1878.

MONCADA, M. P. H., 2004. Estudo em laboratório de características de colapso e transporte de solutos associadas à infiltração de licor cáustico em solo laterítico. (Dissertação de Mestrado) Pontífica Universidade Católica do Rio de Janeiro- PUC- Rio. 190p.

MONIZ, A. C.; BUOL, S. W., 1982. Formation of an Oxisol-Ultisol transition in São Paulo, Brasil: Lateral dynamics of chemical weathering. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:1234-1239.

MOTTA, V. T., 2003. Bioquímica Clínica para o Laboratório: Princípios e Interpretações. 4ªed. Porto Alegre: Editora Médica Missau; São Paulo: Robe editorial, EDUCS – Caxias do Sul.

MUSSO, M., 2008. Transporte de solutos em barreiras de material argiloso compactado (CCL) e geocomposto bentonítico (GCL): fluxos diretos, acoplados e comportamento membrana. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 227p.

NASCIMENTO, D., 2008. Estudo químico do solo e lixiviado do aterro controlado de Botuquara. (Dissertação de Mestrado) Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 138p.

NASS, D. P., 2012. O conceito de poluição, Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo. *Revista Eletrônica de Ciências*. Disponível em: http://www.cdcc.usp.br/ciencia/artigos/art_13/poluicao.html. Acesso em 31 jan 2012.

NOBRE, M.M.M., 1987. Estudo experimental do transporte de poluentes em solos argilosos compactados. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO. Rio de Janeiro, 214p.

NOGAMI, J. S.; VILLIBOR, D. F., 1995. Pavimentação de baixo custo com solos lateríticos. Villibor, São Paulo, SP, 213p.

OBLADEN, N. L., OBLADEN, N. T. R.; BARROS, K. R., 2009. Guia para elaboração de projetos de aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos. Vol. I. Disponível em http://www.crea-pr.org.br/crea3/html3_site/doc/manuais/aterros_volumeI.pdf. Acesso em 31 jan 2012.

OGATA, A.; BANKS, R. B. 1964 A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media; US Geol. Surv. Prof. Paper 411-A 1-9.

OLIVEIRA, S. H., 2002. Avaliação do uso de borra oleosa processada em sistemas de impermeabilização de aterros. (Dissertação de Mestrado) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 162p.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T., 2004. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. Engenharia sanitária e ambiental, v.9, n.3, p. 211-217, jul/set. 2004. Disponível em www.scielo.br/pdf/esa/v9n3/v9n3a07.pdf. Acesso em: 31 jan 2012.

OVERMAN, A. R.; MCMAHON, B. R.; CHU, R. L.; WANG, F. C., 1980. Cation transport in packed bed reactor of soil. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 106(E2): pp 267-277.

PAZZETTO, M. B., 2009. Estudo da permeabilidade de solos argilosos disponíveis para recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão no sul de Santa Catarina. (Trabalho de Conclusão). Curso de Engenharia Civil – UNESC –98 p.

PEIXOTO, C. S., 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e adequação das Empresas. Ambiente Brasil. Disponível em: <http://noticias.ambientebrasil.com.br/artigos/2010/07/30/58284-politica-nacional-deresiduos-solidos-pnrs-e-adequacao-das-empresas.html> Acesso em 31 jan 2012.

PENA, L. O., 2000. Tratabilidade de solos tropicais contaminados por resíduos da indústria de revestimentos cerâmicos. Tese de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 109 p.

PETERSON, R. S.; GEE, G. W., 1985. Interactions between acidic solutions and clay liners: Permeability and neutralization. In: Hydraulic Barriers in Soil and Rock, ASTM STP 874, A. I. Johnson, R. K. Frobel, N. J. Cavalli e C. B. Pettersson, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 229-245.

PIEIDADE JUNIOR, C. R. C., 2003. Análise da potencialidade de alguns solos não lateríticos para utilização em barreiras impermeáveis. Tese de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 115 pp.

PINTO, C. S., 2002. Curso básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas. Ed. Oficina de Textos. 105p.

RAIJ, B. V., 1981. Avaliação da fertilidade do solo. Piracicaba; Instituto da Potassa e Fosfato. 142p.

RITTER, E.; EHRLICH, M.; BARBOSA, M. C., 1999. Difusão e sorção de soluções múltiplas e monossoluções em solos argilosos salinos e não salinos. REGEO'99, 4º Congresso Brasileiro de Geologia Ambiental, São José dos Campos, SP, Anais...pp. 331-338.

REDDI, L. N., 1994. Geotechnical methods for colloidal contaminant transport. In: International Congress on Soil Mechanics and Foundation Engineering, XIII, Proc., New Delhi, Inde, 1595-1598.

ROWE, R. K.; QUIKLEY, R.M.; BOOKER, J. R., 1995. Clayey barrier systems for waste disposal facilities. London, E & FN SPON. 390p.

ROWE, R. K.; BADV, K., 1996. Advective-difusive contaminant migration in unsaturated sand and gravel. Journal of Geotechnical Engineering Division, ASCE, 122(2):965-975.

ROWE, R. K., 2000. Geotechnical and Geoenvironmental Engineering Handbook. Kluwer Academic Publishers, 1088p.

RUSSO, M. A. T., 2003. Tratamento de Resíduos Sólidos, Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia – Departamento de Engenharia Civil, Coimbra, Portugal. Disponível em: <http://homepage.ufp.pt/madinis/RSol/Web/TARS.pdf>. Acesso em: 12 Mar 2012.

SAI, J. O.; ANDERSON, D. C.; SULLIVAN, B. P., 1993. Compatibility of compacted soils with municipal waste combustion ash leachates. Geotechnical Testing Journal, 16(1): 108-114.

SCHMIDT, C. A. B., 2010. Resíduos Sólidos e Geotecnia Ambiental – Volume 1. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ / 2010. 62 p.

SENÇO, W., 1997. Manual de Técnicas de Pavimentação. São Paulo, SP: Editora Pini LTDA, 746 p.

SENGIK, E., 2003. Os colóides do solo. UEM. Disponível em: <http://www.nupel.uem.br/coloides-2003.pdf>. Acesso em 31 jan 2012.

SHARMA, H. D.; REDDY, K. R. 2004. Geoenvironmental Engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies. New Jersey: John Wiley & Sons, 992 p.

SHARMA, H. D.; LEWIS, S. P., 1994. Waste containment systems, waste stabilization and landfill: design and evaluation. John Wiley & Sons, New York, NY, pp.158-218.

SHACKEFORD, C.D., 1993. Contaminant transport. In: Geotechnical Practice for Waste Disposal, Daniel, D. E. Ed. London, Chapman and Hall, pp. 33-65.

SHACKELFORD, C. D., 1994. Critical concepts for column testing. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, v.120, n.10, pp.1804-1828.

SHACKELFORD, C. D.; REDMOND, P. L., 1995. Solute breakthrough curves for processed kaolin at low flow rates. *Journal of Geotechnical Engineering Division, ASCE*, 121(1):276-286.

SILVA, C. F.; CAMARGO, K. R.; BASTOS, C. A. B., 2011. Avaliação da condutividade hidráulica de solo litorâneo fino laterítico compactado com adição de bentonita para utilização como barreira mineral. Escola de Engenharia – FURG, Rio Grande/RS. 13º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental.

SILVA, C. F., 2011. Estudo sobre a influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e nas propriedades índices e mecânicas de solo litorâneo arenoso fino laterítico para emprego em barreiras minerais. (Trabalho de Conclusão) Curso de Engenharia Civil Escola de Engenharia – FURG, Rio Grande/RS.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R..S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S., 2008. Solos do Rio Grande do Sul. 2ª Ed. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 222p.

SORENSEN, B.H.; NIELSEN, S. N.; LANZKY, P. F.; INGERSLEV, F.; LUTZHOFT, H. C. H. JORGENSEN, S.E., 1998 Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere*, v. 36 (2), p. 357-393.

TAGLIANI, C.R. (2002). A mineração na porção média da Planície Costeira do Rio Grande do Sul: estratégia para a gestão sob um enfoque de Gerenciamento Costeiro Integrado. 2002. 252f. Porto Alegre, RS. Tese de Doutorado – Instituto de Geociências, Programa de pós-graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

TAN, B. K.; YONG, R. N.; MOHAMED, A. M. O., 1994. Heavy metal retention by a clay soil- Experimental studies. In: Intern.. IAEG Congress, 7th, Proc... Lisboa, Portugal, IV:2809-2820.

TAYLOR, R. S.; MOLTYANER, G. L.; HOWARD, K. W. F. ; KILLEY, R. W. D., 1987. A comparison of field and laboratory methods for determining contaminant flow parameters. *Ground Water*, 25 (3): 321-330.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S., 1993. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues, McGraw-Hill, New York.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J., 1995. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p. (Boletim Técnico de solos, 5).

TRAUTWEING, S. L.; BOUTWELL, G.P.; 1994. In situ hydraulic conductivity test for compacted soil liners and caps. In: Symposium on Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil, ASTM STP 1142, 1993, San Antonio. Proceeding... Philadelphia ASTM, 1994, pp. 184-223.

TOMAZELLI, L. J.; VILWOCK, J. A., 2000. O Cenozóico Costeiro do Rio Grande do Sul. In: HOLS, M. e DE ROS, L. F. (editores). Geologia do Rio Grande do Sul. pp. 375-406.

TOMAZELLI, L. J.; VILLWOCK, J. A., 2005. Mapeamento Geológico de Planícies Costeiras: o Exemplo da Costa do Rio Grande do Sul, Gravel, n.3, p 109-115.

TONINI, R. M. C. W., 2011. Prospecção e análise da diversidade de bactérias com potencial para a degradação de compostos de petróleo no sedimento de dois manguezais do Estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 154 p.

TUMA, E. T., 2005. Proposta de um novo modelo para análise dos comportamentos transitório e estacionário de sistemas de aterramento, usando-se o método FDTD. Centro Tecnológico. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica. Universidade Federal do Pará. 127p.

TSUTSUMI, M., 2008. TRN018 - Mecânica dos Solos I. Net. Juiz de Fora. Disponível em: <<http://www.geotecnia.ufjf.br/pdf>> Acesso em: 23 de maio de 2011.

VARGAS, M., 1977. Introdução à Mecânica dos solos. McGraw-Hill. 509p.

VILWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J.; LOSS, E. L. DEHNHARDT, E. A.; HORN, N. O.; BACHI, F. A.; DEHNHARDT, B. A., 1986. Geology of the Rio Grande do Sul Coastal Province. In: Rabassa, J. ed. Quaternary of South America and Antarctic Peninsula. A.A. Balkema, Rotterdam. 4:79-97.

VOLESKY, B. 2001. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. Hydrometallurgy. 59, 203-216.

WAN, X. e WILSON, J. L., 1994. Colloid transport in unsaturated porous media. Water Resources Research, 3(9):857-864.

WANG, X.; BENSON, C. H., 1995. Infiltration and saturated hydraulic conductivity of compacted clay. Journal of Geotechnical Engineering, 121(10):713-722.

WIERENGA, P. J.; VAN GENUCHTEN, M. T., 1989. Solute transport through small and large unsaturated soil columns. Ground Water, 27(1): 35-42.

YONG, N. R., 2001. Geoenvironmental engineering: contaminated soils, pollutant fate and mitigation. CRC Press LLC. 320p.

YONG, N. R.; MOHAMED A. M. O.; WARKENTIM, B. P., 1992. Principles of contaminant transport in soils. Elsevier. 327p.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; SINELLI, O. 1992. Estudos geotécnicos preliminares dos materiais inconsolidados que constituem a base de lagoas para a disposição de águas de lavagem. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 7º, Anais... Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, pp. 188-198.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; PARAGUASSÚ, A. B.; GANDOLFI, N. 1995. Características básicas apresentadas pelos materiais inconsolidados residuais arenosos da Formação Botucatu quando percolados por soluções enriquecidas com as espécies químicas K^+ , Na^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} e Cl^- . Geociências, 14(2):133-144.

ZUQUETTE, L. V.; PEJON, O. J.; RODRIGUES, J. E.; PARAGUASSÚ, A. B.; GANDOLFI, N., 1997. Solute breakthrough curves (Na, K, Cu, Zn and Cd) for Sandy unconsolidated materials from Botucatu Formation of São Paulo State. In: International Symposium on Recent Developments in Soil and Pavement Mechanics, Proc., Rio de Janeiro, RJ, Balkema, Rotterdam, vol. 1, pp. 459-464.