



**UNIVERSIDADE PASSO FUNDO  
FACULDADE DE ENGENHARIA E ARQUITETURA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL  
Área de Concentração: Infraestrutura e Meio Ambiente**

**RAFAEL DE SOUZA TÍMBOLA**

**CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DE MISTURAS SOLO-CIMENTO  
COMPACTADAS SUBMETIDAS À AÇÃO DE LIXIVIADOS ÁCIDOS  
EM ENSAIOS DE LONGA DURAÇÃO**

Passo Fundo

2014

RAFAEL DE SOUZA TÍMBOLA

CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DE MISTURAS SOLO-CIMENTO  
COMPACTADAS SUBMETIDAS À AÇÃO DE LIXIVIADOS ÁCIDOS EM  
ENSAIOS DE LONGA DURAÇÃO

Orientador: Prof. Dr. Pedro Domingos Marques Prietto.

Coorientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Rejane Nascentes

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental para obtenção do grau de Mestre em Engenharia na Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo na Área de concentração Infraestrutura e Meio Ambiente.

Passo Fundo

2014

RAFAEL DE SOUZA TÍMBOLA

CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DE MISTURAS SOLO-CIMENTO COMPACTADAS  
SUBMETIDAS À AÇÃO DE LIXIVIADOS ÁCIDOS EM ENSAIOS DE LONGA  
DURAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental para obtenção do grau de Mestre em Engenharia na Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo na Área de concentração Infraestrutura e Meio Ambiente.

Doutor Pedro Domingos Marques Prietto  
Orientador

Doutora Rejane Nascentes - UFV  
Coorientadora

Doutora Elisabeth Ritter  
Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Doutor Antônio Thomé  
Universidade de Passo Fundo - UPF

Doutor Márcio Felipe Floss  
Universidade de Passo Fundo - UPF

Passo Fundo  
2014

*A aqueles que sempre me apoiaram com muito amor e carinho,  
dedico este trabalho aos meus bisavós,  
Maria Medoura e Frontelmo*

## RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo geral contribuir para o entendimento do comportamento hidráulico de longo prazo de solos argilosos compactados quando em contato com lixiviados extremamente ácidos, visando à aplicação em barreiras impermeáveis de fundo em aterros de resíduos sólidos industriais e de mineração. Foram realizados ensaios de condutividade hidráulica de longa duração em coluna de parede rígida em corpos de provas moldados com diferentes quantidades de cimento (0, 1 e 2 %) e pesos específicos de compactação (14,50, 15,00 e 15,50 kN/m<sup>3</sup>) seguindo um planejamento experimental do tipo fatorial com pontos centrais. O solo utilizado foi um Latossolo característico da cidade de Passo Fundo. Durante os ensaios de condutividade hidráulica foi aplicada uma carga estática vertical constante de 280 kPa, buscando simular uma sobrecarga de resíduos ou rejeitos sobre a barreira. A solução percolada foi elaborada com uma concentração volumétrica de 2% de ácido sulfúrico dissolvido em água destilada. Antes da percolação ácida, os corpos de prova foram percolados com água destilada até o regime de fluxo permanente. Todos os corpos de prova foram percolados por ao menos 15 volumes de vazios, sendo que destes, aproximadamente 5 volumes foram percolados por água destilada. Os resultados mostraram uma considerável redução da condutividade hidráulica das misturas compactadas quando percoladas com solução ácida, sendo que todos os corpos de prova atingiram valores menores que 10<sup>-9</sup> m/s para a fase de percolação ácida. Os fatores avaliados (teor de cimento e peso específico de compactação) influenciam a condutividade hidráulica, sendo que os extremos superiores destes fatores (2% de cimento e peso específico de 15,5 kN/m<sup>3</sup>) determinaram a menor condutividade hidráulica. A carga vertical aplicada sobre os corpos de prova pode ter auxiliado na redução dos vazios do solo e a consequente redução da condutividade hidráulica a longo prazo.

Palavras-chave: condutividade hidráulica, barreira compactada, lixiviados ácidos, solo-cimento.

## ABSTRACT

The present study was designed to contribute to the general understanding of the long-term hydraulic behavior of compacted clayey soils when in contact with highly acidic leachates, aiming at the application in bottom barriers for industrial and mining solid waste disposal facilities. Long term hydraulic conductivity tests were performed on a rigid wall column apparatus in specimens molded with various amounts of Portland cement (0, 1 and 2%) and dry unit weights (14.5, 15.0, and 15.5 kN/m<sup>3</sup>), following a factorial experimental design with center points. The soil was a typical Latosol from Passo Fundo/RS. During these tests, a constant vertical static load of 280 KPa was applied, seeking to simulate an overload of waste or tailings over the barrier. The percolated solution was prepared to a volume concentration of 2% of sulfuric acid in distilled water. Prior to the acidic percolation, the specimens were percolated with distilled water until the steady flow was reached. All specimens were percolated a least 15 volumes of voids, being approximately 5 volumes of distilled water. The results showed a considerable reduction in hydraulic conductivity of the compacted mixtures when percolated with the acidic solution, although all specimens reached values less than 10<sup>-9</sup> m/s to the stage of acid percolated. Both control factors investigated in the experimental program (cement content and dry unit weight) significantly influenced the hydraulic conductivity, and the upper values of these factors (2 % cement and dry unit weight of 15.5 kN/m<sup>3</sup>) determined the lower hydraulic conductivity. The static vertical load applied to the specimens may have contributed to the reduction in voids ratio and consequently to the reduction of hydraulic conductivity in the long term.

Keywords: hydraulic conductivity, compacted barrier, acidic leachate, soil-cement.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Drenagem ácida de mineração.....	20
Figura 2 - Permeabilidade da água com o tempo em mistura solo-cimento compactada. ....	24
Figura 3 - Complexos de superfície de esfera externa e de esfera interna. ....	30
Figura 4 - Exemplo de estrutura de solos sedimentares. ....	32
Figura 5 - Estrutura dos solos compactados. ....	33
Figura 6 - Mecanismos de transporte de contaminantes.....	36
Figura 7 - Determinação da dispersividade e da difusão molecular em ensaio de coluna. ....	37
Figura 8 - Determinação linear de $K_d$ em ensaio de equilíbrio em lote.....	38
Figura 9 - Determinação do Fator de Retardamento ( $R_d$ ).....	39
Figura 10 - Fluxograma da pesquisa. ....	40
Figura 11 - Representação geométrica espacial do programa experimental da pesquisa.....	42
Figura 12 - Imagem do Campo Experimental de Geotecnia. ....	43
Figura 13 - Mapa da localização da área de estudo.....	44
Figura 14 - Imagem do perfil do solo de estudo.....	46
Figura 15 - Curvas de compactação para energia Proctor normal e modificada. ....	47
Figura 16 - Leiaute do equipamento para realização dos ensaios. ....	49
Figura 17 - Câmara de percolação.....	50
Figura 18 - Visão frontal do equipamento de coluna. ....	50
Figura 19 - Visão lateral do equipamento de coluna.....	51
Figura 20 - Conexões de entrada e válvulas para a medição das pressões internas. ....	52
Figura 21 - Detalhe do sistema de medição de recalques.....	52
Figura 22 - Curva de compactação - Proctor normal e modificado. ....	54
Figura 23 - Procedimentos de montagem do cilindro com a amostra na câmara de ensaio.....	55
Figura 24 - Materiais utilizados para a preparação da solução contaminante. ....	56
Figura 25 - Coleta do percolado e amostragem para análises químicas.....	58
Figura 26 - Desmontagem da câmara de percolação e extração do corpo de prova ensaiado..	59
Figura 27 - Amostras filtradas para a análise de AAS. ....	60
Figura 28 - Peso específico seco dos corpos de prova antes e depois dos ensaios.....	63
Figura 29 - Porosidade dos corpos de prova antes e depois dos ensaios.....	64
Figura 30 - Grau de saturação dos corpos de prova antes e depois dos ensaios.....	64
Figura 31 - Condutividade hidráulica x pH para o CP4. ....	66
Figura 32 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP4.....	66

Figura 33 - Condutividade hidráulica x pH para o CP8. ....	67
Figura 34 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP8. ....	67
Figura 35 - Condutividade hidráulica x pH para o CP1. ....	67
Figura 36 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP1. ....	68
Figura 37 - Condutividade hidráulica x pH para o CP6. ....	68
Figura 38 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP6. ....	68
Figura 39 - Condutividade hidráulica x pH para o CP2. ....	69
Figura 40 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP2. ....	69
Figura 41 - Condutividade hidráulica x pH para o CP3. ....	69
Figura 42 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP3. ....	70
Figura 43 - Condutividade hidráulica x pH para o CP5. ....	70
Figura 44 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP5. ....	70
Figura 45 - Condutividade hidráulica x pH para o CP7. ....	71
Figura 46 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP7. ....	71
Figura 47 - Condutividade hidráulica dos CPs pertencentes aos pontos fatoriais. ....	72
Figura 48 - Condutividade hidráulica dos CPs pertencentes aos pontos centrais. ....	72
Figura 49 - Monitoramento do Ferro (Fe) nas soluções percoladas. ....	76
Figura 50 - Monitoramento do Manganês (Mn) nas soluções percoladas. ....	77
Figura 51 - Monitoramento do Cálcio (Ca) nas soluções percoladas. ....	77
Figura 52 - Monitoramento do Potássio (K) nas soluções percoladas. ....	78
Figura 53 - Curvas características de transporte e fator de retardamento. ....	80
Figura 54 - Gráfico de interação para a variação da condutividade hidráulica na fase de percolação ácida ( $k_5/k_{15}$ ). ....	83
Figura 55 - Relação do peso específico e do teor de cimento para o valor absoluto $k_5$ para a fase de percolação com água. ....	83
Figura 56 - Relação do peso específico e do teor de cimento para o valor absoluto $k_{15}$ para a fase de percolação ácida. ....	84



## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Análise química do solo. ....	45
Tabela 2: Caracterização geotécnica do solo de estudo (KORF, 2011). ....	46
Tabela 3: Características dos corpos de prova após a moldagem.....	62
Tabela 4: Características dos corpos de prova após os ensaios. ....	63
Tabela 5: Valores da condutividade hidráulica, do recalque e pH ao final de cada fase do ensaio. ....	73
Tabela 6: Variação da condutividade hidráulica, do recalque e do pH em cada fase do ensaio (valor inicial/valor final).....	74
Tabela 7: Fator de Retardamento para corpos de prova avaliados. ....	79
Tabela 8: Resultado da Análise de Variância (ANOVA).....	81

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1: Variáveis de controle.....	41
Quadro 2: Programa experimental.....	43

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

$\gamma_{\text{sat}}$	Peso específico saturado
$\gamma_d$	Peso específico seco
“ <i>efrc</i> ”	Função de erro complementar
$\Delta H$	Varição de altura do corpo de prova
A	Área da seção transversal do corpo de prova
AAS	espectrofotômetro de absorção atômica
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$	Caulinita
$\text{AlO}_4^{5-}$	Tetraedro de Alumínio
ANOVA	Análise de Variância
Apud	Citação de citação
ASE	Área Superficial Específica
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
B	Boro
<i>breakthrough curves</i>	Curva característica de transporte de contaminante
C	Concentração de equilíbrio
Cd	Cádmio
CETEC	Centro Tecnológico
$C_i$	Concentração do ponto
$C_i/C_o$	Concentração relativa
cm	Centímetros
$\text{cm}^3$	Centímetros cúbicos
$\text{cmolc/dm}^3$	Centimol/decímetro cúbico
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
$C_o$	Concentração inicial
CP	Corpo de Prova
CPs	Corpos de Prova
CPV – ARI	Cimento Portland
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
$D^*$	Difusão Molecular Efetiva
DAM	Drenagem Ácida de Mineração
$D_h$	Dispersão Hidrodinâmica
e	Índice de vazios
et al.	Diversos Autores
FAPERGS	Fundação de Apoio a Pesquisa
Fe	Ferro
FEAR	Faculdade de Engenharia e Arquitetura
$\text{FeS}_2$	Pirita

FeS <sub>2</sub>	Sulfeto
g	Gramas
H <sup>+</sup>	Hidrogênio
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ácido Sulfúrico
H <sub>0</sub>	Altura inicial do corpo de prova
i	Gradiente hidráulico
<i>in-situ</i>	No local
<i>k</i>	Condutividade Hidráulica
K <sub>d</sub>	Coefficiente de partição sólido/líquido
<i>k<sub>f15</sub></i>	Valor da condutividade hidráulica em 15 volumes de vazios percolados
kg	Quilograma
kg/m <sup>3</sup>	Quilograma/ metro cúbico
<i>k<sub>i</sub>/k<sub>f15</sub></i>	Relação entre início e fim de ensaio para condutividade hidráulica
kN	Quilo Newton
kN/m <sup>2</sup>	Kilonewton/metro quadrado
kN/m <sup>3</sup>	Kilonewton/metro cúbico
kPa	Kilopascal
<i>liners</i>	Barreira Compactada
LVDT	<i>Linear Variable Displacement Transducer</i>
m	Metros
m/s	Metros por segundo
m/s	Metros/segundo
m <sup>2</sup> /g	Metro quadrado/grama
mg.kg	Miligrama x quilograma
mg/L	Miligrama/litro
mL	Mililitros
mm	Milímetros
Mn	Manganês
Mn	Manganês
<i>n</i>	Porosidade
Ni	Níquel
°C	<i>Grau célsius</i>
OH <sup>-</sup>	Hidroxil
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
pH <sub>f15</sub>	Valor de pH quando atingido o número de 15 volumes de vazios percolados
pH <sub>i</sub> /pH <sub>f15</sub>	Relação entre início e fim de ensaio com solução ácida para pH
PM	Proctor Modificado
PN	Proctor Normal
PPGEng	Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade de Passo Fundo
PRONEM	Programa de Apoio a Núcleos Emergentes
<i>p-value</i>	Valor-p

Q	Taxa de descarga através da secção de escoamento
$R_d$	Fator de Retardamento
s	Segundos
S	Sorção
SAD	Sistema de Aquisição de Dados
$\text{SiO}_4^{4-}$	Tetraedro de Silício
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico das Américas
$\text{SO}_4^{-2}$	Sulfato
$S_r$	Grau de Saturação
SUCS	Sistema Unificado de Classificação de Solos
t	Tempo
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UPF	Universidade de Passo Fundo
USB	<i>Universal Serial Bus</i>
UTM	<i>Universal Transversa de Mercator</i>
$v_s$	Advecção
$\bar{v}_s$	Velocidade média do fluido
$V_{v_{\text{perc}}}$	Volume de vazios percolados
w	Teor de umidade
z	Altura do corpo de prova
Zn	Zinco
$\alpha_L$	Dispersão Longitudinal
$\alpha_T$	Dispersão Transversal
$\mu\text{g/L}$	Micrograma/Litro
$\mu\text{m}$	Micrometro
$\rho_d$	Densidade seca do solo
$\rho$	Recalque
$\rho_{f15}$	Valor de recalque em mm quando atingido o número de 15 volumes de vazios
$\rho_i/\rho_{f15}$	Relação entre o início e fim de ensaio com solução ácida para o recalque

## SUMÁRIO

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO .....	13
1.1    Problema da pesquisa .....	13
1.2    Justificativa.....	15
1.3    Objetivos.....	16
1.3.1    Objetivo geral .....	16
1.3.2    Objetivos específicos .....	16
1.4    Organização da dissertação .....	17
CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
2.1    Lixiviados ácidos inorgânicos .....	18
2.2    Barreiras compactadas.....	21
2.2.1    Comportamento hidráulico .....	23
2.2.2    Comportamento reativo .....	27
2.2.3    Comportamento mecânico.....	32
2.3    Transporte de contaminantes em solos.....	35
CAPÍTULO 3. METODOLOGIA.....	40
3.1    Etapas da pesquisa .....	40
3.2    Planejamento experimental.....	40
3.3    Materiais .....	43
3.3.1    Solo de estudo.....	43
3.3.2    Cimento Portland.....	47
3.3.3    Água de moldagem.....	47
3.4    Equipamento para ensaios de percolação .....	48
3.5    Métodos .....	53
3.5.1    Moldagem dos corpos de prova e montagem dos ensaios.....	53
3.5.2    Preparo da solução contaminante .....	56
3.5.3    Realização dos ensaios .....	57
3.5.4    Determinação da condutividade hidráulica (k).....	59
3.5.5    Monitoramento da solução ácida percolada .....	60
3.5.6    Determinação do fator de retardamento .....	61
3.5.7    Análise estatística .....	61
CAPÍTULO 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	62
4.1    Características iniciais e finais dos corpos de prova .....	62
4.2    Comportamento hidráulico .....	65
4.3    Comportamento reativo .....	76
4.3.1    Monitoramento da solução ácida percolada .....	76
4.3.2    Fator de Retardamento.....	79
4.4    Análise estatística: Influência do teor de cimento e do peso específico seco.....	81
CAPÍTULO 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	86
5.1    Conclusões.....	86
5.2    Sugestão para trabalhos futuros.....	86
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	87

# CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 Problema da pesquisa

Os resíduos perigosos tóxicos têm se tornado um dos maiores problemas ambientais em muitos países, principalmente na contaminação da subsuperfície do solo. As fontes de contaminação podem ser de vários tipos, como aterros sanitários, lagoas de decantação, pilhas e barragens de rejeitos, resíduos industriais, drenagem ácida de mineração, dentre outras (NASCENTES, 2006).

Um exemplo clássico desse tipo de contaminação são as águas provenientes da lixiviação das pilhas de rejeitos de mineração ou também conhecida como Drenagem Ácida de Mineração (DAM) e de resíduos industriais, as quais representam uma importante fonte de impacto ambiental, em decorrência da presença de metais tóxicos e de sua constituição extremamente ácida (KORF, 2011).

O maior agravante é o de que essas águas residuárias têm o seu principal destino sobre o solo, o qual não representa o ponto final das substâncias tóxicas presentes. Em muitos casos essa disposição é realizada de forma inadequada ou acidental e não são implementadas técnicas de engenharia que proporcionem a adequada contenção e tratamento dos poluentes.

Em aterros de disposição de resíduos ou em sítios contaminadas, afim de conter o avanço plumas de contaminantes, são necessários sistemas de impermeabilização de fundo que funcionam como barreiras impermeáveis de contenção da carga de poluentes. As barreiras impermeáveis são tecnologias de retenção de poluentes aplicadas *in-situ* e utilizadas com a finalidade de prevenção da propagação de líquidos contaminantes em subsuperfície (SHARMA e REDDY, 2004).

Os sistemas de barreiras impermeáveis constituídos de solos compactados requerem estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência a intempéries, compatibilidade química com os resíduos a serem aterrados e capacidade de atenuação de contaminantes (KORF, 2011). Segundo Knop (2007), no caso da disposição de resíduos sobre camadas de solo compactadas, as mesmas podem sofrer variação em sua compressibilidade, apresentando recalques em razão do contato com resíduos agressivos quimicamente, como os de pH ácido. Os riscos envolvidos no mau funcionamento da barreira compactada passam pela redução da produtividade agrícola, alteração das atividades microbianas do solo e principalmente, a

contaminação de recursos hídricos, tanto superficiais como subterrâneos (WOWK; MELO, 2005).

Outra preocupação é com a lixiviação de metais e compostos presentes nos rejeitos de mineração. De forma geral, o caráter ácido deste tipo de lixiviado acarreta maior mobilidade de solutos no solo. Segundo Daniel (1993), valores baixos de pH podem favorecer o fluxo de contaminantes, de forma a promover a dissolução de materiais do solo. Além disso, LaGrega et al. (1994), Jesus (2004), Elzahabi; Yong (2001) e Costa (2002) afirmam que ocorre aumento da mobilidade dos metais para baixos pH, devido ao aumento da solubilidade e redução da precipitação.

De acordo com Broderick e Daniel (1990), alguns compostos químicos tendem a causar a floculação das partículas de argila, devido ao encolhimento da dupla camada de íons existentes em volta destas, ocorrendo a redução no esqueleto do solo e o aparecimento de fissuras. Assim, a combinação destas reações, de floculação, fissuração e o encolhimento da dupla camada de íons, acarreta um aumento da condutividade hidráulica.

No sentido de melhorar o desempenho das barreiras compactadas, técnicas complementares, envolvendo principalmente a utilização de aditivos, têm sido estudadas com o objetivo de promover o tratamento dos contaminantes que as permeiam, além da contenção e retenção inerentes. Diversos materiais reativos vêm sendo estudados nos últimos anos para uso na degradação de diferentes tipos de compostos inorgânicos e orgânicos, derivados de solventes de origem industrial e derivados de petróleo. Dentre os principais estudos encontrados na literatura citam-se o uso de calcário, cimento Portland e bentonita em misturas ou em aplicação individual em solos compactados (LEMOS, 2006; JESUS et al., 2008; NOBRE et al., 2007; KNOP et al., 2008). A utilização de cimento, além de contribuir para a estabilização química, redução da floculação e conseqüentemente a preservação da condutividade hidráulica, pode ainda melhorar as características mecânicas da barreira, como a rigidez e a resistência a compressão.

Neste contexto, e tendo em vista a necessidade de mais estudos sobre a condutividade hidráulica de barreiras de solo compactadas, o presente trabalho buscou responder à seguinte questão norteadora da pesquisa: quais as relações de causa e efeito entre as variações na condutividade hidráulica ao longo do tempo e as características físicas de um solo compactado, com e sem a adição de cimento Portland, quando submetido à percolação por lixiviados ácidos?

A principal hipótese testada na pesquisa foi: a percolação ácida causa a dissolução de minerais presentes no solo, aumentando o valor da condutividade hidráulica no decorrer do tempo.

## 1.2 Justificativa

Considerando os potenciais problemas causados pela contaminação de solos por lixiviados ácidos, se faz necessário o estudo de alternativas viáveis do ponto de vista tecnológico, ambiental e econômico, capazes de garantir a mitigação do fluxo desses poluentes em subsuperfície e proteger recursos hídricos e seres vivos.

Especificamente no caso do objeto do presente estudo, isto é, barreiras compactadas com a adição de cimento, a condutividade hidráulica é resultado de complexas interações entre os diversos componentes da mistura (LEMOS, 2006). De acordo com Rowe et al. (1995), CETESB (2006) e Manassero et al., (2000), é necessário que estas barreiras possuam uma condutividade hidráulica tal, que atenda à requisitos como valores inferiores à  $10^{-09}$  m/s, além de proporcionar a manutenção desses valores à longo prazo, perante ao contato com contaminantes extremamente ácidos, os quais podem causar a floculação das partículas do solo e o conseqüente aumento na condutividade hidráulica (DANIEL e KOERNER, 1995; AUSTIN, 1992; DANIELS e STEWART, 1992; KNOP, 2007; NASCENTES, 2006; STAVRIDAKIS, 2005; YONG et al., 1999). Nesse sentido, Grim (1953) relatou que lixiviados com  $\text{pH} < 3$  ou  $\text{pH} > 11$  são os que mais afetam o comportamento do solo, pois ácidos e bases fortes possuem a capacidade de dissolver materiais da fração fina do solo, causando fissuras as quais poderão formar canais preferenciais ao fluxo, aumentando a sua condutividade hidráulica. Sabe-se ainda que a percolação de contaminantes ácidos alteram a condutividade hidráulica de misturas solo-cimento, podendo causar um aumento no valor, quando adicionados altos teores de cimento ou, ao contrário, uma redução na condutividade hidráulica, quando menores teores são adicionados.

Contudo, embora todo o conhecimento acumulado sobre o tema, existe a necessidade de estudos científicos mais aprofundados que possam explicar o real comportamento desses materiais frente à percolação de contaminantes ácidos ao longo do tempo e proporcionar um melhor entendimento acerca das inter-relações entre o teor de cimento adicionado e as características físicas e físico-químicas da mistura e do lixiviado.



A pesquisa justifica-se também do ponto de vista econômico, visto que a execução de uma barreira para contenção de resíduos de mineração é uma obra de engenharia de grande porte e demanda de significativos recursos financeiros.

Por fim, cabe ressaltar que a presente pesquisa faz parte de um projeto guarda-chuva, financiado pela FAPERGS (Edital 03/2001 – PRONEM, processo nº 11/2041-4) e pelo CNPq (Edital 14/2011 – Universal, processo nº 486340/200-2), cujo objetivo é o de estudar o comportamento microestrutural e macroestrutural de barreiras compactadas com misturas solo-cimento para contenção de lixiviados ácidos inorgânico de resíduos industriais e de mineração.

### **1.3 Objetivos**

#### **1.3.1 Objetivo geral**

Estudar o comportamento hidráulico de longo prazo de solos argilosos compactados, com e sem a adição de cimento, visando à sua aplicação em barreiras impermeáveis de fundo em aterros de resíduos sólidos industriais e de mineração, quando em contato com lixiviados ácidos.

#### **1.3.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos são:

- a) Avaliar as modificações na condutividade hidráulica ao longo do tempo de misturas compactadas de um solo argiloso, com e sem a adição de cimento Portland, quando percoladas por água destilada e por soluções ácidas;
- b) Avaliar o efeito da percolação ácida na deformabilidade das misturas compactadas de solo, com e sem a adição de cimento Portland.
- c) Avaliar as reações de interação química e físico-química entre o solo argiloso compactado, com e sem a adição de cimento Portland, e a solução percolante ácida.

#### **1.4 Organização da dissertação**

A dissertação foi dividida metodologicamente em cinco capítulos, conforme a descrição apresentada nos parágrafos seguintes.

No Capítulo 1 é apresentada a problemática da pesquisa, bem como a justificativa para o desenvolvimento do estudo. Neste mesmo capítulo, são definidos os objetivos geral e específicos da pesquisa.

No Capítulo 2 é apresentada revisão bibliográfica sobre os principais tópicos de interesse da pesquisa, em especial sobre a condutividade hidráulica de solos compactados. Adicionalmente, são abordados outros fatores que podem interferir na condutividade hidráulica de solos compactados percolados por contaminantes ácidos inorgânicos, como o seu comportamento reativo, mecânico, os efeitos da adição de cimento e as características do líquido percolante.

No Capítulo 3 são apresentados, de forma detalhada, procedimentos metodológicos e a caracterização dos materiais utilizados na pesquisa.

No Capítulo 4, são apresentados e discutidos os resultados obtidos na pesquisa.

Finalmente, no Capítulo 5, são estabelecidas as conclusões do trabalho, em resposta aos objetivos definidos no Capítulo 1, e apresentadas sugestões para o prosseguimento da linha de pesquisa.

## **CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Nos itens subsequentes é apresentada uma revisão acerca dos principais tópicos de interesse da presente pesquisa.

### **2.1 Lixiviados ácidos inorgânicos**

Águas residuárias de constituição ácida e inorgânica constituem um efluente comum de atividades de mineração (carvão e jazidas minerais) e industriais, tais como galvanoplastia, fundição e processos de manipulação de substâncias químicas em geral. Esses efluentes, se não bem gerenciados quanto ao tratamento e destinação, podem causar poluição ambiental e impactos ao solo, águas superficiais e subterrâneas, bem como aos ecossistemas relacionados (BERMEA et al., 2002; ACHTERBERG et al., 2003; AKCIL; KOLDAS, 2006; BITAR, 1997; CHEN; CHIOU, 2008; KNOP et al., 2008; LESTAN, et al., 2008; DAS, et al., 2009; EQUENUDDIN, et al., 2010).

A atividade de mineração é uma das que mais contribui para geração desses efluentes. Essa atividade representa grave problema por movimentar grandes volumes de material. Esses recursos naturais ao serem beneficiados, apresentam baixos teores de minério disponíveis, gerando grande quantidade de rejeitos. Na maioria das vezes, os descartes são executados sem a preocupação de conter a percolação de águas pluviais e a consequente geração de lixiviado com característica ácida e inorgânica, o qual recebe a denominação de Drenagem Ácida de Minas (DAM). Ela é gerada especialmente pela oxidação, por processos químicos e biológicos, de minerais de sulfeto e tem alta capacidade de lixiviação de elementos presentes nos rejeitos devido ao seu baixo pH. Na natureza, a pirita ( $\text{FeS}_2$ ) é o principal mineral dessa família e ocorre principalmente em solos constituídos após a mineração do carvão, sendo a principal escória do processo de extração e beneficiamento do carvão. A pirita causa problemas de acidificação do solo quando oxidada, devido a formação de ácido sulfúrico, o que provoca uma diminuição do pH a valores incompatíveis com o desenvolvimento de plantas (MEURER, 2010).

Já a drenagem ácida de mineração é produzida quando resíduos de sulfeto de mina (rochas de resíduos e rejeitos) são expostos ao oxigênio e à água. Os sulfetos mais reativos são metais que contêm ferro, como pirita ( $\text{FeS}_2$ ). A oxidação desse mineral é complexa, mas pode ser representada usando a pirita como mineral substituto de sulfeto (YANFUL et al.,

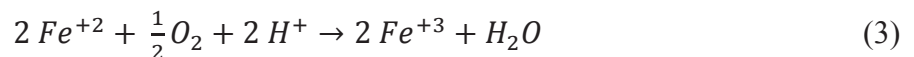
1995). A Equação 1 apresenta a oxidação da pirita, que envolve processos químicos e biológicos.



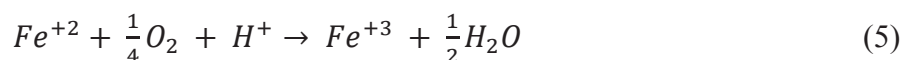
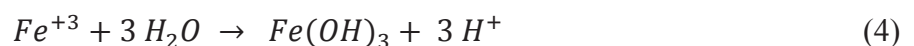
Os efeitos da DAM sobre os recursos hídricos são evidenciados pelo aumento da acidez que reflete na oxidação dos íons férricos e na diminuição do oxigênio dissolvido, concomitante à liberação de metais ao ambiente. De acordo com Yanful et al., (1995), a fase inicial deste processo é predominantemente química ( $pH > 4,5$ ), e a pirita é convertida quimicamente a sulfato ferroso e dissocia-se em íons  $Fe^{+2}$ ,  $SO_4^{-2}$   $H^+$  na medida em que se formam (Equação 2).



O íon ferroso produzido ( $Fe^{+2}$ ) pode ser oxidado quimicamente para íon férrico em ambiente com pH entre 4,5 a 3,5 (Equação 3).



É neste ponto que as bactérias acidófilas como a *Thiobacillus ferroxidans* passam a desempenhar um papel fundamental no processo, catalisando as reações de oxidação, sendo fundamental o controle do pH no comportamento das reações (YANFUL et al., 1995). O  $pH > 3$  define o início da precipitação dos hidróxidos de ferro (Equação 4) enquanto para  $pH < 3$ , a oxidação direta dos metais sulfetados toma lugar pela conversão do  $Fe^{+3}$  ao  $Fe^{+2}$  (Equação 5).



Segundo Yanful et al. (1995), metais pesados ligados aos sulfetos podem ser lixiviados quando percolados por drenagem ácida de mineração. Cada uma das reações químicas que ocorre produz acidez adicional  $H^+$ . É a presença dessa acidez e dos metais

pesados que faz com que a drenagem ácida tenha nocivo potencial de toxicidade para humanos, plantas e organismos aquáticos.

Estas drenagens são caracterizadas por pH extremamente baixo, alta condutividade elétrica e altas concentrações de Al, Fe, Mn, entre outros metais em baixas concentrações (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Co, Hg), semi-metais (As) e diversos constituintes inorgânicos, que podem promover o incremento na acidez, uma vez que podem participar de reações de hidrólise. (ACHTERBERG et al., 2003; AKCIL; KOLDAS, 2006; NIETO et al., 2007; ANDRADE et al., 2008; KNOP et al., 2008; CAMPANER; LUIZ-SILVA, 2009; SRACEK et al., 2009; EQUENUDDIN, et al., 2010). A Figura 1 apresenta uma área contaminada na zona carbonífera de Criciúma em Santa Catarina, onde os rejeitos de mineração foram dispostos a céu aberto de forma indiscriminada, facilitando o contato dos resíduos com o oxigênio e a água de precipitação. Esta região é nacionalmente conhecida pela sua degradação ambiental, com o pH das águas dos rios que cortam a região da ordem de 2 a 3. Pinheiro et al. (2008) relatam que o pH de lixiviados de resíduos de mineração de carvão variam na faixa de 1,5 a 2,0, tal qual a solução ácida utilizada nesta pesquisa.

Figura 1 - Drenagem ácida de mineração.



Fonte: Próprio Autor (2014).

## 2.2 Barreiras compactadas

De acordo com Broderick e Daniel (1990), Favaretti et al. (1994) e Knop (2007) a percolação de agentes químicos agressivos, como ácidos, pode afetar a estrutura do solo, resultando no aumento da condutividade hidráulica em função das mudanças na estrutura e floculação das partículas. Por outro lado, quando o solo é estabilizado quimicamente, com adição de cimento ou cal, este poderá aumentar a capacidade de preservação de sua estrutura, com o tamponamento parcial dos poros, além de agregar resistência mecânica e densificação na massa de solo, sendo uma alternativa tecnológica eficiente para contenção de resíduos com características extremamente ácidas.

As barreiras horizontais impermeáveis podem ser definidas como sendo uma camada de material argiloso compactado, utilizada com objetivo de reduzir a infiltração de efluentes líquidos (ROWE, 1988). Estas barreiras devem apresentar características como baixa condutividade hidráulica, além de agirem como filtro químico, absorvendo ou atenuando certos compostos químicos (SHACKELFORD, 1994; KALTEZIOTIS et al., 1994; ROWE et al., 1995).

As barreiras compactadas podem ser utilizadas como forma de contenção física para barragens de rejeitos de mineração, afim de minimizar a propagação de compostos tóxicos de um local para o outro, através da limitação do escape físico. Algumas soluções adotadas incluem o uso em lagoas para contenção de resíduos e para proteção em casos de derramamentos em volta de tanques de armazenamento de produtos perigosos (ROWE, 2001).

As barreiras impermeáveis apresentam grande vantagem, quando utilizadas em aterros de resíduos sólidos, pois, de acordo com Oliveira e Jucá (2004), são alternativas de baixo custo, além de se mostrarem bem eficientes na impermeabilização de fundo, lateral e superior. Segundo Knop (2007), as barreiras de argila compactada para contenção de resíduos são muito empregadas, pois em muitas regiões do Brasil possuem baixo custo de execução e o material argiloso pode ser encontrado muitas vezes no próprio local de aplicação.

As barreiras impermeáveis são tecnologias que podem ser usadas tanto na zona saturada como na zona não-saturada (vadosa) e incluem a combinação ou a utilização individual de um dos seguintes componentes: barreiras verticais para limitar a propagação lateral de poluentes e barreiras horizontais para limitar o fluxo descendente de poluentes. Juntamente com estas técnicas pode se realizar a aplicação de outras técnicas auxiliares de remediação de poluentes (SHARMA; REDDY, 2004).

De acordo com Souza (2009) e Basso (2003), estas camadas de solo compactado possuem a função de evitar a contaminação do subsolo e de aquíferos subjacentes pela migração de poluentes. Dessa forma, uma barreira impermeável ideal, seria aquela que proporcionasse baixa permeabilidade e um retardamento dos contaminantes. Diversos materiais reativos vêm sendo estudados nos últimos anos a fim de propiciar uma melhor remediação/degradação para diferentes tipos de compostos inorgânicos, dentre eles os metais, e orgânicos, derivados de solventes de origem industrial e derivados de petróleo. Dentre os principais estudos encontrados na literatura citam-se o uso de calcário, cimento Portland e bentonita em misturas ou em aplicação individual em solos compactados (JESUS et al., 2008; NOBRE et al., 2007; KNOP et al., 2008).

Estudos recentes, como os de Lemos (2006) e Knop (2007), têm revelado que a adição de cimento Portland em barreiras de solo contribui na atenuação dos contaminantes ácidos, aumentando o pH e diminuindo a sua mobilidade, além de reduzir a condutividade hidráulica das barreiras quando adicionado em baixos teores, melhorando, desta forma a capacidade da barreira em controlar, ao mesmo tempo, as componentes física e físico-química do transporte de contaminantes.

Segundo Sharma e Reddy (2004) as barreiras solo-bentonita são uma alternativa utilizada para contenção de resíduos industriais. De acordo com os autores, adotando um teor de 1 % até 5 % de bentonita nas barreiras impermeáveis, é possível atingir condutividades hidráulicas entre  $10^{-08}$  m/s a  $10^{-10}$  m/s. Essa técnica é amplamente aplicada em solos compactados que não possuem capacidade de atingir permeabilidades inferiores a  $10^{-08}$  m/s com a compactação na umidade ótima e com a aplicação de elevadas energias de compactação.

No caso da disposição de resíduos sólidos sobre as barreiras impermeáveis, também há a preocupação em relação à influência da carga vertical da massa de resíduos aplicada sobre a barreira. Neste caso, o fluxo dos contaminantes poderá ser modificado em virtude da adição de uma sobrecarga sobre a barreira, a qual poderá favorecer ou dificultar a migração dos contaminantes em função de possíveis mudanças estruturais. Segundo Knop (2007), no caso da disposição de resíduos sobre camadas compactadas, as mesmas podem sofrer variação em sua compressibilidade, apresentando recalques mediante ao contato de resíduos agressivos quimicamente, como os de pH ácido.

### 2.2.1 Comportamento hidráulico

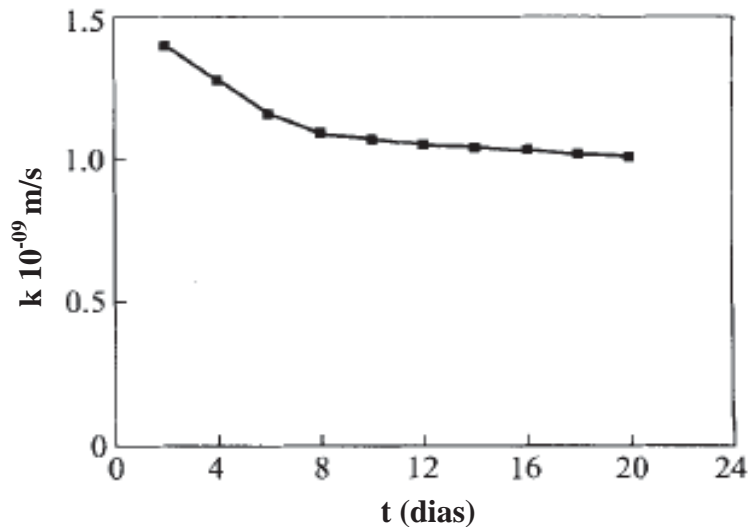
A principal preocupação no projeto das barreiras de contenção é a condutividade hidráulica, por mais que existam outros parâmetros de grande importância para projetos de engenharia, como o custo, a resistência dos materiais e os métodos utilizados. É importante avaliar a condutividade hidráulica pelo fato de que, com esta, torna-se possível realizar prognósticos do comportamento das barreiras hidráulicas contaminadas por substâncias perigosas (LEMOS, 2006). A estrutura é o fator que mais influencia na permeabilidade em barreiras de argila compactada (BOSCOV, 1997). De acordo com Souza (2009), diversos fatores influenciam a condutividade hidráulica, sendo estes inerentes ao solo. Dessa forma, fica difícil estudá-los individualmente, uma vez que estes estão diretamente relacionados. Os valores da condutividade hidráulica serão menores quanto menores foram os vazios do solo.

Alguns autores comentam que em se tratando de ensaios de permeabilidade, não existe consenso em relação à quando os ensaios devem ser encerrados. Por isso o tempo de ensaio torna-se uma variável crítica a ser investigada, ainda mais quando nestes ensaios os corpos de prova são percolados por líquidos contaminantes de características ácidas, pois devem ser estabelecidos os momentos em que estas substâncias são introduzidas e o tempo necessário para que as reações químicas de dissolução possam ocorrer. Frequentemente, são adotados de forma arbitrária o ponto em que supõe-se que o solo tenha atingido a constância de vazão (condutividade hidráulica constante), o momento em que se identifica uma tendência de estabilidade das leituras de parâmetros físico-químicos como o pH ao longo do tempo, ou o atingimento de um número pré-fixado de volume de poros percolados.

De acordo com Zhang et al. (2004), a condutividade hidráulica da barreira solo-cimento diminui gradualmente com o tempo até tornar-se praticamente constante, como mostra a Figura 2, devido à total hidratação da argila e do cimento da barreira.



Figura 2 - Permeabilidade da água com o tempo em mistura solo-cimento compactada.



Fonte: Adaptado de Zhang et al., (2004).

Segundo Mitchell e Soga (2005), a condutividade hidráulica cresce levemente com o aumento do teor de umidade no ramo seco e sofre decréscimo abrupto em torno da umidade ótima, quando corpos de prova são ensaiados com o mesmo peso específico seco e diversos teores de umidade. Ainda, quando ensaiados em ramo úmido, estes apresentaram valores em torno de 3 ordens de grandeza menores que no ramo seco.

Segundo estudos de Bastos et al., (2008), que avaliou a permeabilidade de quatro materiais para utilização como barreiras compactadas para aterros de resíduos, os solos argilosos apresentam-se como os mais apropriados para esta aplicação. Outros estudos desenvolvidos por Silveira et al., (2007), avaliaram a permeabilidade de um Latossolo Amarelo distrófico de Bacarena - PA e obtiveram valores da ordem de  $10^{-10}$  m/s, para o material compactado na energia normal e umidade ótima, o que garante a aplicação do solo como material de impermeabilização de depósito de rejeitos.

De acordo com Boscov (1997) e Daniel (1993), a permeabilidade pode sofrer alterações significativas, quando o solo é exposto por tempo prolongado aos ácidos fortes, solventes orgânicos e outros produtos químicos cáusticos, podendo haver a dissolução de materiais do solo, formando canais preferenciais e causando o aumento da condutividade hidráulica. Quando ácidos concentrados são permeados pelo solo, a condutividade hidráulica apresenta declínio inicial e seguidos aumentos.

Segundo Favaretti et al. (1994), aumentos da condutividade hidráulica podem ocorrer devido à estrutura do solo ser mais floculada e sua porosidade maior. Knop (2007) também cita Favaretti et al. (1994) no que tange à dissolução de minerais do solo, a redução do teor de

sílica tetraédrica para pHs altos, e a dissolução da camada tetraédrica quando percolado por soluções ácidas.

Em ensaios de lixiviação em coluna, Braga et al., (2007), observou que a condutividade hidráulica sofreu alterações, pois ocorreu um aumento na permeabilidade de barreira compactada quando percolada por solução contaminante ácida contendo elementos metálicos.

Alguns autores relatam que as variações da condutividade hidráulica em camadas compactadas de argila podem aumentar quando esta é exposta a percolados químicos oriundos de áreas de disposição de resíduos (FERNANDEZ; QUIGLEY, 1991; KACZMAREK et al., 1997; NASCENTES, 2003).

Os processos de interação solo-contaminante são complexos e, dependendo do pH do meio, da mineralogia e da densidade do material, podem assumir variados graus de importância (se o contaminante for ácido, este pode degradar o revestimento de argila e aumentar a condutividade hidráulica). Em geral, a reação de um revestimento de argila com um contaminante específico depende de dois fatores: da capacidade da argila em resistir ao aumento da condutividade hidráulica causada pela contaminação e da capacidade do revestimento em retardar a migração de contaminantes através de sorção (KORF, 2011). A capacidade de prever as taxas de lixiviação através de solos para águas subterrâneas e de superfície é, portanto, essencial para a gestão a longo-prazo de um local para o descarte de resíduos.

Neste contexto, os produtos químicos podem atacar os minerais do solo e modificar a estrutura do solo. De acordo com Madsen e Mitchell (1989), os efeitos das substâncias químicas inorgânicas, com as alterações de pH, podem causar dissolução de minerais do solo. Os ácidos tendem a causar floculação dos mesmos, modificando assim o espaço dos vazios. Dessa forma, os efeitos dos ácidos em barreiras podem ser significativos quando as partículas não são impedidas de se moverem. No entanto, Boscov (1997) argumenta que os minerais do solo normalmente não são dissolvidos pelo ataque de contaminantes, salvo sob acentuados valores de pH.

A dissolução ácida de minerais do solo pode ser talvez a melhor explicação para as variações da condutividade hidráulica em solos atacados por soluções ácidas. A dissolução é responsável pelo intemperismo químico que ocorre nos processos naturais de erosão sendo a água o principal solvente natural, pois possui uma grande capacidade de dissolver diferentes substâncias. O grande responsável pelo intemperismo químico, portanto, não é a água propriamente dita, mas sim os ácidos dissolvidos nela. O hidrogênio  $H^+$  é o principal fator

responsável pela dissolução dos minerais, pois rompe a estrutura cristalina do mineral e substitui o cátion antes presente no mineral.

Estudos relacionando a permeabilidade de misturas solo-cimento compactadas indicam que amostras com diferentes proporções sólido-líquido ou com a mesma proporção sólido-líquido, mas com proporções de cimento-argila diferenciadas, tem sua condutividade hidráulica alterada (ZHANG et al., 2004).

Alguns autores citam na literatura a possibilidade da utilização de misturas em pequenas quantidades, de calcário, cimento e bentonita, com a finalidade de reduzir a condutividade hidráulica de barreiras compactadas (JESUS et al., 2008; NOBRE et al., 2007; KNOP et al., 2008; LEMOS, 2006).

As barreiras solo-bentonita-cimento ou solo-cimento são uma forma de constituição das barreiras impermeáveis. Segundo Sharma e Reddy (2004), dependendo da porcentagem de adição de cimento nestas barreiras, pode ocorrer o aumento da permeabilidade, porém, em contrapartida, há um acréscimo na capacidade reativa para a imobilização de contaminantes, funcionando como um material de contenção e remediação ao mesmo tempo, fato este que deve ser levado em consideração na elaboração de uma barreira compactada de contenção de resíduos. De acordo com Korf (2011), o cimento constitui um agente com potencial uso em barreiras impermeáveis, pois é capaz de atuar como elemento reativo sem comprometer a condutividade hidráulica, desde que utilizado em pequenas quantidades.

A permeabilidade média, segundo Lemos (2006) e Knop (2007), sofrerá um sensível aumento quando adicionados pequenos teores de cimento. Isso é corroborado por Korf (2011), o qual também observou o aumento inicial da permeabilidade, porém acompanhado de redução em dias subsequentes à percolação em barreira compactada por lixiviados ácidos contendo elementos metálicos tóxicos.

De maneira geral, sabe-se que a percolação de contaminantes ácidos altera a condutividade hidráulica das barreiras que contenham adição de cimento, podendo ocasionar aumento ou redução, dependendo do teor adicionado e das reações de hidratação ao longo do tempo. Porém, existe a necessidade de estudos mais aprofundados que possam explicar o real comportamento desses materiais frente à percolação de contaminantes ácidos ao longo do tempo. Como não há uma padronização e um consenso sobre o tempo ideal de ensaio, constitui-se este também um elemento a ser aprofundado em pesquisas que contemplem ensaios de longa duração.

O cimento Portland comumente utilizado em misturas solo-cimento é composto de clínquer e adições. O clínquer é o principal componente e está presente em todos os tipos de

cimento Portland. Na forma de pó, ele tem a peculiaridade de desenvolver uma reação química em presença de água, na qual primeiramente, torna-se pastoso, para em seguida, endurecer, adquirindo elevada resistência e durabilidade. Essa característica adquirida pelo clínquer faz dele um ligante hidráulico muito resistente. As matérias-primas adicionadas ao clínquer para formar o cimento podem ser: gesso, escórias de alto-forno, materiais pozolânicos e materiais carbonáceos (LEMOS, 2006).

A condutividade hidráulica de uma barreira compactada com cimento é resultado de complexas interações entre vários componentes da mistura. Segundo Ryan e Day (2002) o cimento Portland interfere na capacidade de uma mistura solo-cimento atingir baixos valores de condutividade hidráulica. Uma barreira típica solo-bentonita deve apresentar normalmente condutividade hidráulica de  $10^{-09}$  m/s, que segundo os autores, pode ser facilmente atingido em projetos. Já com a mistura solo-cimento, a tendência é de o valor da condutividade hidráulica aumentar, ficando na ordem de  $10^{-08}$  m/s. Com procedimentos especiais, como por exemplo, aumento da energia de compactação, pode-se atingir valores na ordem da  $10^{-09}$  m/s (LEMOS, 2006). Segundo Lemos (2006) este fato foi constatado por alguns autores, que na realização de estudos de condutividade hidráulica, constataram que a adição de cimento Portland ao solo provocou um efeito indesejado no valor da permeabilidade.

Segundo Yanful et al. (1995) uma questão importante que precisa ser abordada é a integridade a longo prazo da mistura solo-cimento ao reagir com a drenagem ácida. A eficácia da contenção na redução do transporte de metais, por exemplo, depende da sua habilidade em manter uma baixa condutividade hidráulica e uma alta capacidade de atenuação (por exemplo, alta capacidade de tamponamento e alta capacidade de troca catiônica). Um inesperado acréscimo na condutividade hidráulica pelo rompimento da barreira ou perda da capacidade de atenuação poderia proporcionar um transporte de metais acelerado.

### **2.2.2 Comportamento reativo**

O conhecimento da influência dos cátions sobre a hidratação das argilas é necessário para que se tenha ideia da influência do líquido percolante ácido (por exemplo,  $H_2SO_4$ ) na condutividade hidráulica. Segundo Lemos (2006), os cátions servem como ligas para agregar as placas dos argilo-minerais. Essas ligações são fortemente influenciadas pelos compostos (silicatos, alumino-silicatos) presentes nos argilominerais do solo.

A unidade fundamental de formação dos silicatos é o tetraedro de silício, com composição  $SiO_4^{4-}$  onde o átomo de silício está coordenado a quatro átomos de oxigênio. A

carga negativa resultante desse arranjo tetraédrico é compensada por ligações com íons positivos ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , etc.) restabelecendo o equilíbrio eletrostático. A união dos tetraedros de silício entre si, pelo compartilhamento dos íons óxidos ( $\text{O}^{2-}$ ) com adição ou não de outros cátions, forma os vários tipos de minerais silicatos (MITCHELL e SOGA, 2005).

Os argilominerais tem este nome pelo fato de ocorrerem predominantemente na fração argila dos solos ( $< 2 \mu\text{m}$ ). São estruturas em camadas formadas por lâminas tetraedrais de silício ( $\text{SiO}_4^{4-}$ ) ou alumínio ( $\text{AlO}_4^{5-}$ ) unidas a lâminas octaedrais. Do empilhamento das camadas resulta a morfologia foliar que classifica os argilominerais como filossilicatos (MEURER, 2010). A união entre lâmina tetraedral e octaedral dá-se pelos oxigênios apicais dos tetraedros, que são compartilhados com os octaedros da lâmina octaedral. Ácidos tendem a causar floculação e atacar o retículo cristalino dos argilominerais, principalmente as camadas de octaedros (MITCHELL e SOGA, 2005; MEURER, 2010).

Segundo Meurer (2010), quando as camadas são compostas por uma lâmina tetraedral unida a uma lâmina octaedral, os argilominerais formados são denominados do tipo 1:1. Por outro lado, quando as camadas constituintes de duas lâminas tetraedrais e uma lâmina octaedral situada no meio destas, na forma de um sanduíche, os argilominerais formados são denominados do tipo 2:1. As ligações entre as camadas podem ser muito fortes caracterizando os argilominerais não-expansivos ou fraca para os argilominerais expansivos.

A caulinita é um argilomineral do tipo 1:1 não-expansivo, ou seja, possui uma lâmina tetraédrica e outra octaédrica. Devido à forte ligação, o espaço entre as camadas é altamente reduzido para a penetração de moléculas de água ou íons. Segundo Mitchell e Soga (2005), a fórmula estrutural da caulinita  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$  resulta numa estrutura neutra, porém podem ocorrer cargas negativas na superfície das partículas de silício e cargas positivas e negativas na superfície lateral dos óxidos das lâminas, pela adsorção ou dissociação de íons de hidrogênio, dependendo do pH do meio. Apesar de ter sua capacidade reativa pouco favorável, se analisados os valores baixos de CTC, os minerais de caulinita podem apresentar significativa participação nos fenômenos de adsorção e dessorção de sulfatos (ALVES, 2002).

Os óxidos compreendem os óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos e os mais frequentes em solos são os de ferro, manganês e alumínio, particularmente na fração argila, geralmente em menor concentração do que os argilominerais. Mesmo assim são importantes, pois afetam as propriedades do solo como a adsorção (MITCHELL e SOGA, 2005).

Tendo em vista a importância da adsorção do íon sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) no comportamento reativo do solo, deve-se considerar fatores da fase inorgânica do solo como pH, Capacidade de Troca Catiônica (CTC), Área Superficial Específica (ASE), teor de matéria orgânica e

presença de outros íons (LEMOS, 2006). Segundo Lemos (2006), estudos demonstram que a presença de óxidos de ferro e alumínio intensifica a adsorção de sulfato pelo solo. Por outro lado, o sulfato é menos adsorvido quando predomina o argilomineral caulinita.

A adsorção é a passagem de íons e moléculas da solução para fase sólida. O termo sorção é genericamente utilizado para definir os diversos mecanismos de retenção de íons e moléculas pela fase sólida (MITCHELL e SOGA, 2005; MEURER, 2010). A adsorção é um dos mecanismos que associados somam a sorção. O contrário da sorção é a dessorção, sendo este um mecanismo de transferência de íons da fase sólida para a líquida. Uma boa definição do termo adsorção e seus agentes pode ser vista em Meurer (2010):

“A adsorção pode ser definida como uma acumulação de um elemento ou substância na interface entre a superfície sólida e a solução adjacente. Define-se como adsorbato o material que se acumula numa interface; o adsorbente é a superfície sólida na qual o adsorbato se acumula; o adsortivo é o íon ou molécula em solução que tem o potencial de ser adsorvido. Se o termo sorção é utilizado, esses termos são referidos como sorbato, sorbente e sortivo, respectivamente.”

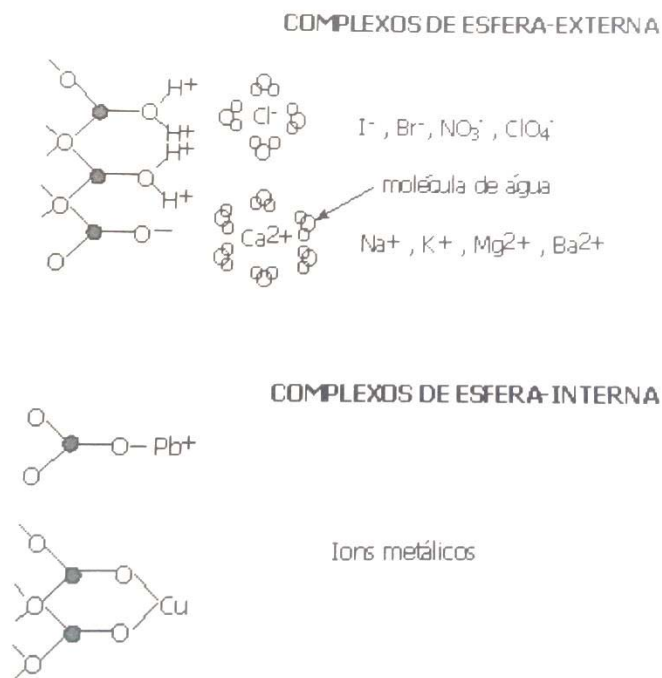
Ainda segundo o autor, a retenção de íons, na fase sólida mineral e orgânica, ocorre devido a existência de cargas elétricas de superfície, positivas e negativas, que atraem ânions e cátions, respectivamente. A força da ligação dos íons como as partículas define o tipo de adsorção. Ligações químicas do tipo covalente ou iônica são mais fortes do que ligações físicas (forças de *van der Waals*, por exemplo).

As partículas inorgânicas e orgânicas do solo apresentam cargas elétricas na sua superfície. Estas por sua vez podem ser classificadas em cargas de pH permanente e cargas de pH dependente. As cargas permanentes são originárias da formação dos argilominerais, quando cátions de menor valência substituem cátions de maior valência na estrutura do mineral, causando desbalanceamento de cargas na superfície do silicato. Já as dependentes, resultam da variação do pH do solo e podem ser positivas ou negativas.

As cargas elétricas que se formam nos grupos funcionais de superfície são originadas pela adsorção ou dessorção de cátions (íons  $H^+$ ) ou de íons hidroxil ( $OH^-$ ) que estão expostos nas superfícies externas dos argilomientais e nos óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos de Fe, Al, Mn e Si, formando os chamados complexos de superfície. Estes são classificados em dois grupos: complexos de esfera interna e complexos de esfera externas (MITCHELL e SOGA, 2005; MEURER, 2010).

Os complexos de esfera externa são formado quando há interposição de pelo menos uma molécula de água entre o grupo funcional de superfície e íon ou molécula da solução do solo. É uma energia menor de interação entre íons e o solo, mas é forte o suficiente para impedir a lixiviação. Os cátions mais comuns são  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  e ânions  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Br}^-$  que mantêm a hidratação ao serem adsorvidos. Os complexos de esfera interna formam-se quando nenhuma molécula de água se interpõem entre o grupo funcional (argilomineral) e o íon ou molécula, ou seja, o íon liga-se diretamente ao mineral. É neste grupo que ocorrem as ligações covalentes e iônicas. Pode ser denominada também de *quimiossorção* ou *adsorção específica*. A Figura 3 apresenta o complexo de esfera interna com a interposição da molécula de água entre o grupo funcional e os íons, e o complexo de esfera interna em que o íon metálico liga-se diretamente ao grupo funcional.

Figura 3 - Complexos de superfície de esfera externa e de esfera interna.



Fonte: Adaptado de Meurer (2010).

É desejável que metais e outros íons e moléculas presentes nos poluentes formem complexos de esfera interna para reduzir a sua mobilidade no perfil do solo e prevenir a contaminação de água subterrâneas, principalmente (COSTA, 2002).

As interações do ânion sulfato com os coloides do solo são expressivas, principalmente com óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, cujas cargas elétricas de superfície variam com o pH e com a força iônica do meio (COSTA, 1980). Nos solos

altamente intemperizados, os óxidos são os principais responsáveis pela alta retenção de sulfatos, como é o caso do solo utilizado nesta pesquisa.

Segundo Parfitt (1978 *apud* COSTA, 1980), a adsorção é geralmente a química ou específica, formando complexos de superfície interna em que o sulfato adsorvido é o ligante e o metal na superfície da argila é o núcleo do complexo. O sulfato a ser adsorvido desloca as oxidrilas ou moléculas de água em um processo que também pode ser chamado de troca de ligantes.

Parfitt (1978 *apud* COSTA, 1980) observaram que o sulfato só não era adsorvido em oxihidróxido de ferro em valores de pH acima de 8. Em solos, geralmente isso ocorre em valores de pH mais baixos, como o desta pesquisa (aproximadamente pH 5,5). Com o aumento do pH, aumenta a concentração de sulfato na solução, diminuindo a adsorção e predispondo a lixiviação.

Bornemisza e Ilanos (1967 *apud* COSTA 1980) estudaram a adsorção de sulfatos em três solos diferentes da Costa Rica e verificaram que o sulfato era mais fortemente adsorvido em um latossolo rico em caulinita e óxidos, exatamente como o solo da presente pesquisa.

Ainda, Chao et al., (1962) demonstraram que com a remoção dos óxidos hidratados que cobrem os minerais do solo, houve um decréscimo acentuado na retenção de íons de sulfato a um mesmo pH. Ao contrário, quando houve deposição artificial de alumínio e ferro sobre os constituintes do solo, ocorreu um aumento acentuado na adsorção de sulfato. Os autores concluíram que a adsorção de sulfato é maior nos óxidos de alumínio do que os óxidos de ferro.

Casagrande et al. (2003) estudaram a adsorção de sulfato em amostras superficiais (0,2 m da superfície) e subsuperficiais (horizonte B) de um Latossolo Vermelho acriférrico (LVwf), um Latossolo Amarelo ácrico (LAW) e um Nitossolo Vermelho eutroférrico (NVef) da região norte do estado de São Paulo. Foi utilizada a isoterma de Langmuir para determinação da adsorção máxima de sulfato nos solos analisados. A adsorção dos ânions sulfato foi superior nas amostras de subsuperfície, cujos teores de matéria orgânica eram menores, sugerindo que o sulfato prefere os grupos funcionais das argilas. As adsorções máximas foram menores no LAW, que apresentou as menores concentrações de óxidos de Fe e Al. A adsorção de sulfato diminuiu com a elevação do pH em toda a faixa estudada que foi de 4 a 8.



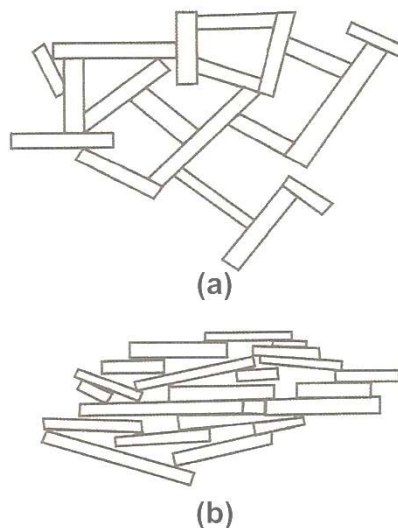
### 2.2.3 Comportamento mecânico

Os argilominerais podem se associar de diversas formas. Isso vai influenciar na qualidade e eficiência de uma barreira solo-cimento, quando percolada com um determinado tipo de líquido. Estes líquidos poderão incorporar ou trocar íons com as partículas de argila durante sua passagem pela mistura, rearranjando a estrutura do solo em dois tipos básicos segundo Pinto (2006): *floculada*, quando os contatos de fazem entre faces e arestas; e *dispersa*, quando as partículas se posicionam paralelamente, ou seja, face a face.

Segundo Lemos (2006), no estudo do comportamento de misturas solo-cimento mediante a percolação ácida, a flocculação e deflocculação são fenômenos que devem ser mais detalhados a fim de melhor compreender os resultados obtidos.

Quando a estrutura do solo encontra-se completamente flocculada, os flocos de partículas tendem a formar agregados que se ligam e originam uma estrutura aberta que se pode estender a toda porção analisada. Quando desfloculada ou também chamada de laminar, as partículas depositam-se individualmente de forma paralela entre si (LEMOS, 2006). A Figura 4 apresenta a forma de orientação das partículas de argila quando flocculada (a) e desfloculada ou laminar em (b).

Figura 4 - Exemplo de estrutura de solos sedimentares.

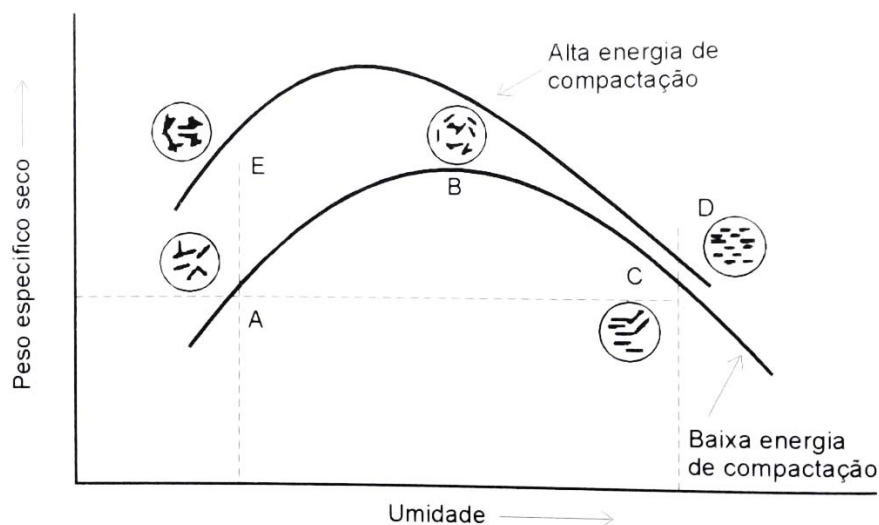


Fonte: Adaptado de Pinto (2006).

Segundo Pinto (2006), a orientação das partículas de um solo compactado depende da energia aplicada e da umidade do solo na ocasião da compactação para a formação da estrutura. Quando com baixa umidade, a atração face-aresta das partículas não é vencida pela energia aplicada e o solo fica com a estrutura *floculada*. Para compactações em maiores umidades, a repulsão entre as partículas aumenta e a compactação as orienta, posicionando-as paralelamente, resultando numa estrutura dita *dispersa*. Para a mesma umidade, quanto maior for a energia aplicada na compactação, maior será a dispersão das partículas (PINTO, 2006).

A Figura 5 são apresentadas mostra duas curvas de compactação idealizadas para solos argilosos, uma com alta energia de compactação e outra com baixa energia. Nota-se que ambas orientam suas partículas de forma *dispersa*, de acordo com a variação da umidade e da energia de compactação. Portanto, a confecção de uma barreira compactada para proteção ambiental passa pela escolha adequada da umidade de moldagem, ótima ou acima da ótima, e a adoção de energias de compactação elevadas.

Figura 5 - Estrutura dos solos compactados.



Fonte: Adaptado de Pinto (2006).

Segundo Pagani (2007), a resistência de um solo é função das forças elétricas que atuam entre as partículas e das tensões efetivas de contato entre as partículas. Do mesmo modo, o espaço entre as partículas, a sua orientação, as tensões externas aplicadas, as características do líquido permeante e tudo o que afetar as forças elétricas, irá afetar a resistência das argilas.

De acordo com Lambe e Whitmann (1979) a resistência da argila é afetada pela sua estrutura. Quando as partículas estão orientadas paralelamente, o solo possui resistência menor, ou seja, uma argila com estrutura *dispersa* possui resistência menor que uma argila com estrutura floculada. Variações nas tensões aplicadas causam variações no espaço entre as partículas e orientação das mesmas, afetando as forças elétricas, o que, por sua vez, afeta a resistência das argilas. As características do líquido permeante e o grau de saturação do solo também afetam as forças elétricas e a orientação das partículas. Da mesma forma, isso também influencia a resistência das argilas. Argilas altamente expansivas, que possuem um grande volume de água em seu sistema, tais como a bentonita, possuem resistência mecânica muito menor que as outras argilas.

Segundo estudos realizados por Lo et al. (2003), as tensões aplicadas sobre um solo compactado promovem mudanças no transporte físico dos contaminantes, quando ocorre a percolação em decorrência de processos de consolidação, mas isto não influencia no comportamento reativo dos contaminantes com o solo.

Hamoi e Srasra (2012) argumentam que as exigências relacionadas às barreiras compactadas são para garantir a minimização da migração de poluentes a longo-prazo, requerendo um material com baixas dilatação e contração e boa resistência ao cisalhamento.

Embora os solos argilosos compactados possuam muitas vantagens, tais como condutividade hidráulica baixa ( $< 10^{-09}$  m/s), eles têm maior potencial de contração e expansão, causando problemas de instabilidade (HAMOI; SRASRA, 2012). Por este motivo, a escolha de um solo argiloso adequado é necessária para a construção de uma barreira compactada. Minerais de argila, como a caulinita e a illita, podem garantir um desempenho confiável de revestimentos argilosos. Na prática, no entanto, os solos argilosos naturais encontrados na vizinhança dos locais de despejo são frequentemente utilizados. Muito raramente são utilizadas argilas expansivas (por exemplo, esmectitas). O desempenho hidráulico de uma argila natural, porém, pode ser mais problemático do que o de uma caulinita e/ou uma illita, conforme Rowe et al. (1997 apud HAMOI, 2012). Portanto, é importante correlacionar a condutividade hidráulica com as propriedades naturais da argila. Além disso, o fluxo de lixiviado no solo compactado é controlado pelo tamanho, forma e conectividade de poros em microescala.

### 2.3 Transporte de contaminantes em solos

Segundo Costa (2002), a contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas está associada à ação de uma enorme variedade de substâncias poluentes, decorrentes de diversas fontes de contaminação. Ainda segundo o autor, para que se possa fazer a previsão do avanço de plumas de contaminação e a escolha do método de recuperação/remediação, é necessário conhecer os fatores que influenciam o transporte dos contaminantes, como as condições ambientes e as propriedades dos contaminantes em questão, que determinam uma maior, menor ou nenhuma movimentação. O movimento de solutos no solo não depende apenas do fluxo do fluido no qual os contaminantes se dissolvem, mas também de mecanismos que são regidos por fenômenos de transporte de massa de natureza física, química ou biológica, aos quais estas substâncias estão submetidas. Um ou mais fenômenos podem estar combinados em um modelo de transporte de contaminantes. O meio poroso em que ocorrem os mecanismos pode ou não estar saturado por água. Os processos físico-químicos envolvem os fenômenos de advecção, difusão e dispersão, enquanto os químicos estão relacionados às interações que podem ocorrer entre solo e poluente em função das reações bioquímicas a que essas substâncias estão sujeitas, quando em contato com o solo (COSTA, 2002; SHARMA E REDDY, 2004; MONCADA, 2004; KNOP, 2007; KORF, 2011). A compreensão destes mecanismos e a simulação numérica do problema, associados a ensaios de laboratório e de campo, permitem prognósticos da migração de determinados compostos em determinados solos (KNOP, 2007). A Figura 6 apresenta os processos bio-físico-químicos de transporte de contaminantes.

Figura 6 - Mecanismos de transporte de contaminantes.



Fonte: Adaptado de Campos (2001 apud MONCADA, 2004).

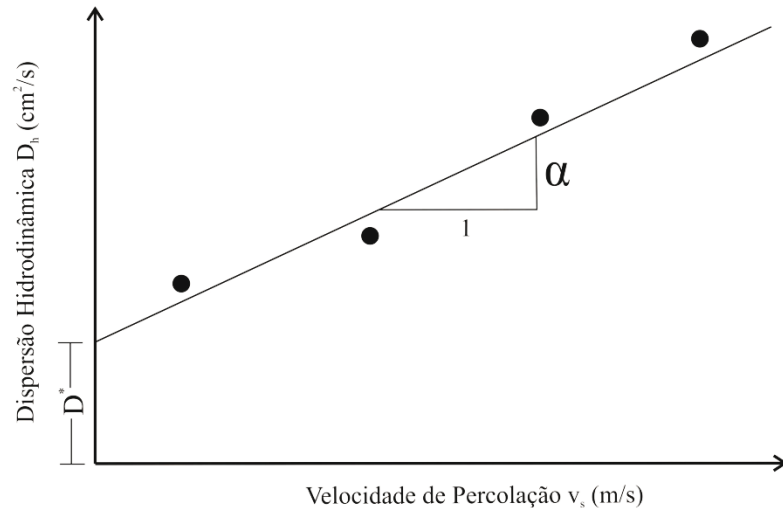
No presente estudo, não se pretende aprofundar a discussão acerca do transporte de contaminantes e seus parâmetros, apenas verificar a situação reativa da barreira frente a percolação ácida das misturas solo-cimento através do parâmetro Fator de Retardamento ( $R_d$ ). Portanto, parâmetros físicos de transporte de contaminantes como Advecção ( $v_s$ ), Dispersão Hidrodinâmica ( $D_h$ ) e suas parcelas difusivas (Difusão Molecular Efetiva –  $D^*$ ) e dispersivas (Dispersão Longitudinal -  $\alpha_L$  e Dispersão Transversal –  $\alpha_T$ ) não serão aprofundadas neste estudo. A Equação 6 abaixo apresenta, segundo Moncada (2004), o modelo de transporte advectivo-dispersivo-difusivo para ensaio de coluna pelo método da fonte de concentração constante, que depende de fluxo em regime permanente e saturação do solo.

$$D_h = D^* + \alpha_{LT} \times v_s \quad (6)$$

A obtenção dos parâmetros físicos de transporte em ensaio de coluna com regime permanente se dá através da execução de ensaios com diferentes gradientes hidráulicos para se obter diferentes velocidades de percolação ( $v_s$ ). Obtendo diferentes valores para  $D_h$  através de retro-análise da solução analítica de Ogata & Banks (MONCADA, 2004), pode-se obter os valores de dispersividade ( $\alpha$ ) e difusão molecular ( $D^*$ ), através da análise da equação da reta

apresentada na Figura 7 (MONCADA, 2004), onde o intercepto determina a difusão e o ângulo de inclinação, a dispersividade.

Figura 7 - Determinação da dispersividade e da difusão molecular em ensaio de coluna.



Fonte: Adaptado de Moncada (2004).

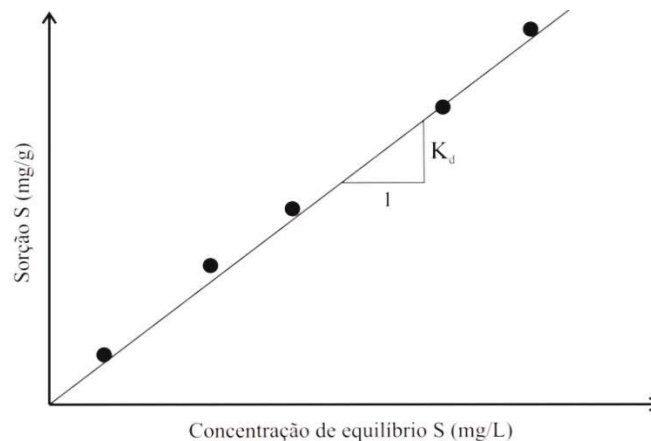
O Fator de Retardamento ( $R_d$ ) é um parâmetro adimensional e expressa a parcela reativa do transporte de solutos em meios porosos. Este coeficiente pode ser determinado em ensaios de batelada (equilíbrio em lote) ou ensaios de coluna. Segundo Moncada (2004), em geral, é preferível a determinação de  $R_d$  em ensaios de coluna, pois simula as condições a campo, muitas vezes utilizando amostras indeformadas, mantendo as características de porosidade e densidade naturais, em detrimento do ensaio de batelada, no qual a determinação de  $R_d$  é realizada matematicamente através da obtenção do coeficiente de partição sólido/líquido ( $K_d$ ).

A Equação 7 apresenta a determinação de  $K_d$  em ensaios de batelada (SHARMA e REDDY, 2004). Este ensaio é menos representativo da reatividade, pois uma pequena amostra de solo (aproximadamente 15 g) é colocada em emulsão no contaminante e agitada por um período de 24 horas. Tem-se a leitura da concentração na fase sólida e em equilíbrio na fase líquida, determinando a Isoterma de Adsorção para aquele solo e contaminante específico. Após a análise da concentração de contaminante presente em equilíbrio no sobrenadante, determina-se a adsorção, por balanço de massa e plota-se em um gráfico a adsorção ( $S$ ) em função da concentração de equilíbrio ( $C$ ), respeitando a Equação 7.

$$S = K_d \times C \quad (7)$$

No caso de baixas concentrações, a análise do comportamento dos dados e ajuste por regressão linear permite a determinação do coeficiente de partição ( $K_d$ ). Para valores mais altos de concentrações, no caso do ajuste não ser linear, pode-se criar uma isoterma e realizar a determinação de  $K_d$  para uma faixa linear ou o ajuste a um modelo teórico como as Isotermas de *Freundlich* ou *Langmuir* (SHARMA e REDDY, 2004; KORF, 2011). A Figura 8 apresenta a determinação do coeficiente de partição para um ajuste linear dos dados.

Figura 8 - Determinação linear de  $K_d$  em ensaio de equilíbrio em lote.

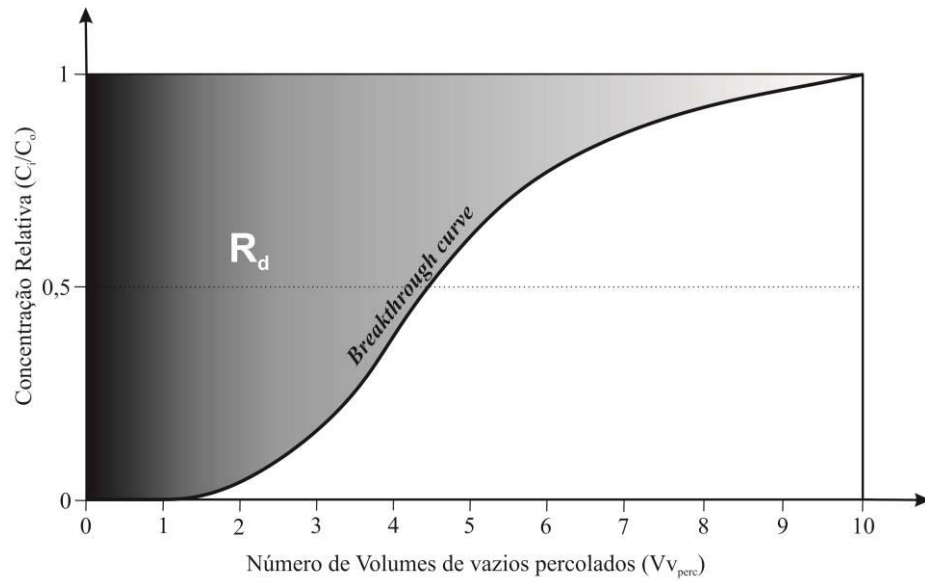


Fonte: Adaptado de Sharma e Reddy (2004).

A Equação 8 apresenta a determinação de  $R_d$  em ensaios de batelada (SHARMA e REDDY, 2004), onde  $\rho_d$  é a densidade seca do solo em ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) e  $n$  é a porosidade.

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} K_d \quad (8)$$

Em ensaios de coluna, para a determinação do parâmetro  $R_d$ , é comumente empregada a metodologia da área acima da curva característica de transporte de contaminantes ou *breakthrough curve* (SHACKELFORD, 1994; COSTA, 2002; MONCADA, 2004). Esta metodologia considera que quanto maior for a reatividade do soluto com o material do solo, maior será o tempo ( $t$ ) ou volume de vazios percolados ( $V_{\text{perc}}$ ) para que se atinja o valor de concentração inicial da fonte, ou seja, para que a concentração relativa  $C_i/C_o$  seja igual a 1, onde  $C_i$  corresponde a concentração do ponto e  $C_o$  a concentração inicial de contaminante. Um soluto não reagente com o material deverá ter um valor teórico equivalente a 1. Logo um soluto reagente deverá ter valor seguidamente maior que a unidade. A Figura 9 apresenta um exemplo de determinação do fator de retardamento para ensaio de coluna com fluxo e concentração constante.

Figura 9 - Determinação do Fator de Retardamento ( $R_d$ ).

Fonte: Adaptado de Shackelford (1994).

Segundo Shackelford (1994), o método de determinação de  $R_d$  pela área acima da curva é indicado para ensaios com baixas velocidades de fluxo, ou domínio de transporte por difusão, como é o caso dos solos compactados. Segundo o mesmo autor, o cálculo de  $R_d$  pelo método gráfico é equivalente ao calculado pela solução analítica completa de Ogata e Banks, apresentada na Equação 9 abaixo, em que “ $t$ ” é o tempo (s), “ $\bar{v}_s$ ” é a velocidade média do fluido (m/s), “ $z$ ” é a altura do corpo de prova e “ $erfc$ ” é função de erro complementar. Com a mesma solução analítica pode-se ainda determinar por retro-análise a dispersão hidrodinâmica ( $D_h$ ) como comentado anteriormente.

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[ erfc \left( \frac{R_d - \bar{v}_s t}{2\sqrt{D_h R_d t}} \right) + \exp \left( \frac{\bar{v}_s z}{D_h} \right) * erfc \left( \frac{R_d z + \bar{v}_s t}{2\sqrt{D_h R_d t}} \right) \right] \quad (9)$$

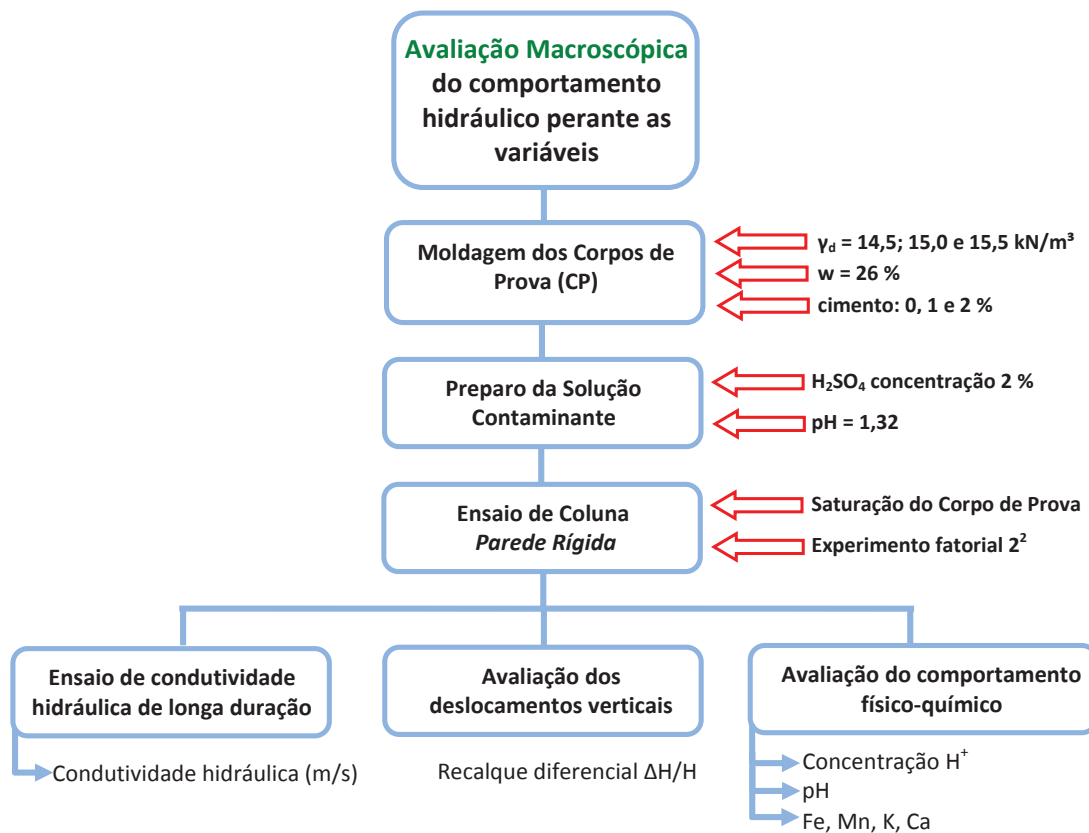


## CAPÍTULO 3. METODOLOGIA

### 3.1 Etapas da pesquisa

As etapas da presente pesquisa, cujo detalhamento metodológico se fará nos itens subsequentes, estão apresentadas no fluxograma da Figura 10.

Figura 10 - Fluxograma da pesquisa.



Fonte: Próprio Autor (2014).

### 3.2 Planejamento experimental

O programa experimental teve como objetivo investigar, a partir da realização de ensaios de permeabilidade de longa duração, o comportamento hidráulico de longo prazo de misturas argilosas compactadas, moldadas com diferentes pesos específicos, com e sem a adição de cimento, sob a ação de carga vertical estática, diante da percolação de solução ácida.

As variáveis investigadas no programa experimental e suas faixas de variação são apresentadas no Quadro 1.

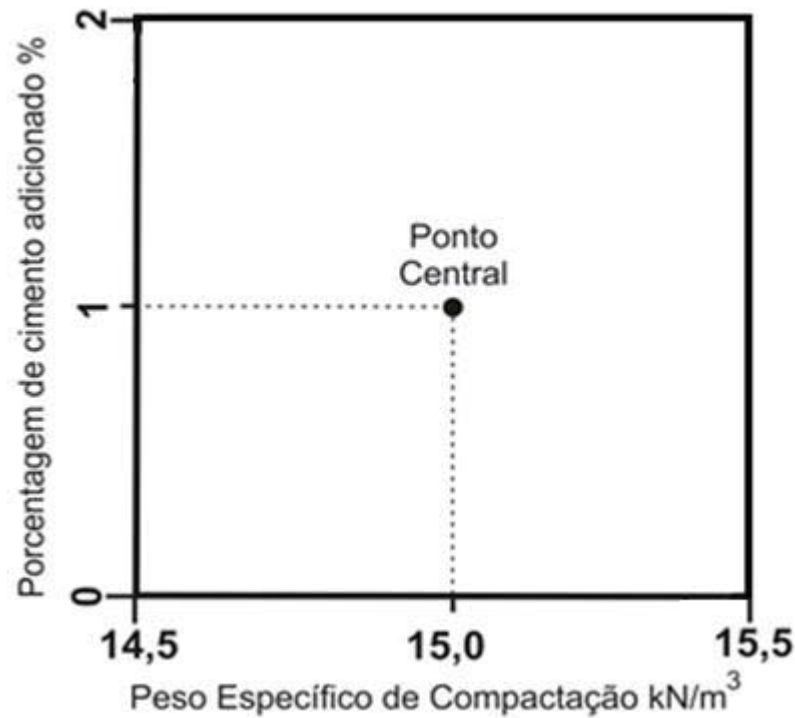
Quadro 1: Variáveis de controle.

Variáveis do Experimento	Valores Fixados/Faixa de Variação		
<b>Variáveis Fixas</b>			
pH da solução contaminante	1,32		
Concentração Solução Contaminante – H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (%)	2		
Gradiente Hidráulico (percolação água destilada)	66,00		
Gradiente Hidráulico (percolação ácida)	33,33		
Carga vertical estática (kN/m <sup>2</sup> )	280,00		
Umidade de compactação (%)	26,00		
<b>Variáveis de Controle</b>			
Teor de cimento adicionado ao solo (%)	0,00	1,00	2,00
Peso específico seco de compactação (kN/m <sup>3</sup> )	14,50	15,00	15,50

A principal variável de resposta foi a condutividade hidráulica. Adicionalmente, foram medidos e avaliados a redução da altura dos corpos-de-prova (recalque) ao longo do período de percolação com água destilada e solução ácida e o pH do percolado, que reflete a interação solo-cimento-contaminante.

O experimento para avaliação da condutividade hidráulica foi planejado adotando-se como base um projeto fatorial  $2^k$  ( $k = 2$ ) com adição de pontos centrais (MONTGOMERY, 2001). Este delineamento possui uma representação geométrica espacial de um quadrado referenciado a um sistema de coordenadas cartesianas, onde cada eixo representa um dos fatores de controle e as combinações entre os níveis extremos dos dois fatores (teor de cimento e peso específico de compactação), denominados pontos fatoriais, correspondem aos vértices do quadrado (Figura 11). No centro do quadrado está representado o chamado ponto central, o qual resulta da combinação entre os níveis médios dos fatores de controle.

Figura 11 - Representação geométrica espacial do programa experimental da pesquisa.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Cabe ressaltar que as repetições dos pontos experimentais foram realizadas somente no ponto central (4 repetições), o que permitiu a quantificação do erro experimental e a análise estatística dos resultados, tanto na avaliação dos efeitos principais como dos efeitos de interação entre os fatores de controle. Em resumo, o delineamento utilizado resultou em cinco diferentes combinações entre fatores e oito rodadas experimentais, isto é, oito ensaios de condutividade hidráulica de longa duração.

O Quadro 2 apresenta o resumo do programa experimental, onde podem ser observados os tratamentos previstos (combinações entre fatores de controle), as repetições do ponto central, bem como a ordem de coleta dos dados. A aleatorização da ordem de realização dos ensaios foi utilizada como forma de minimizar a influência e eventuais fatores ruído não controláveis sobre os resultados do experimento (por exemplo, variações na temperatura da sala de ensaios, contaminação de vidrarias, falhas de operação dos equipamentos, etc.). O experimento foi projetado e a ordem de execução dos ensaios foi aleatorizada no Software Minitab<sup>®</sup>, versão 15.

Quadro 2: Programa experimental.

<b>Ordem de Execução</b>	<b>Ordem Padrão</b>	<b>Tipo de ponto<sup>(*)</sup></b>	<b>Teor de cimento (%)</b>	<b>Peso específico de compactação (kN/m<sup>3</sup>)</b>
3	1	1	0	15,5
7	2	0	1	15,0
6	3	0	1	15,0
1	4	1	0	14,5
5	5	0	1	15,0
4	6	1	2	15,5
8	7	0	1	15,0
2	8	1	2	14,5

\* Ponto central = 0; Ponto fatorial = 1

### 3.3 Materiais

#### 3.3.1 Solo de estudo

O solo investigado foi obtido em uma trincheira de amostragem localizada no Campo Experimental de Geotecnia da Universidade de Passo Fundo, junto do Centro Tecnológico de Engenharia Civil, Ambiental e Arquitetura (CETEC), como ilustra a Figura 12.

Figura 12 - Imagem do Campo Experimental de Geotecnia.



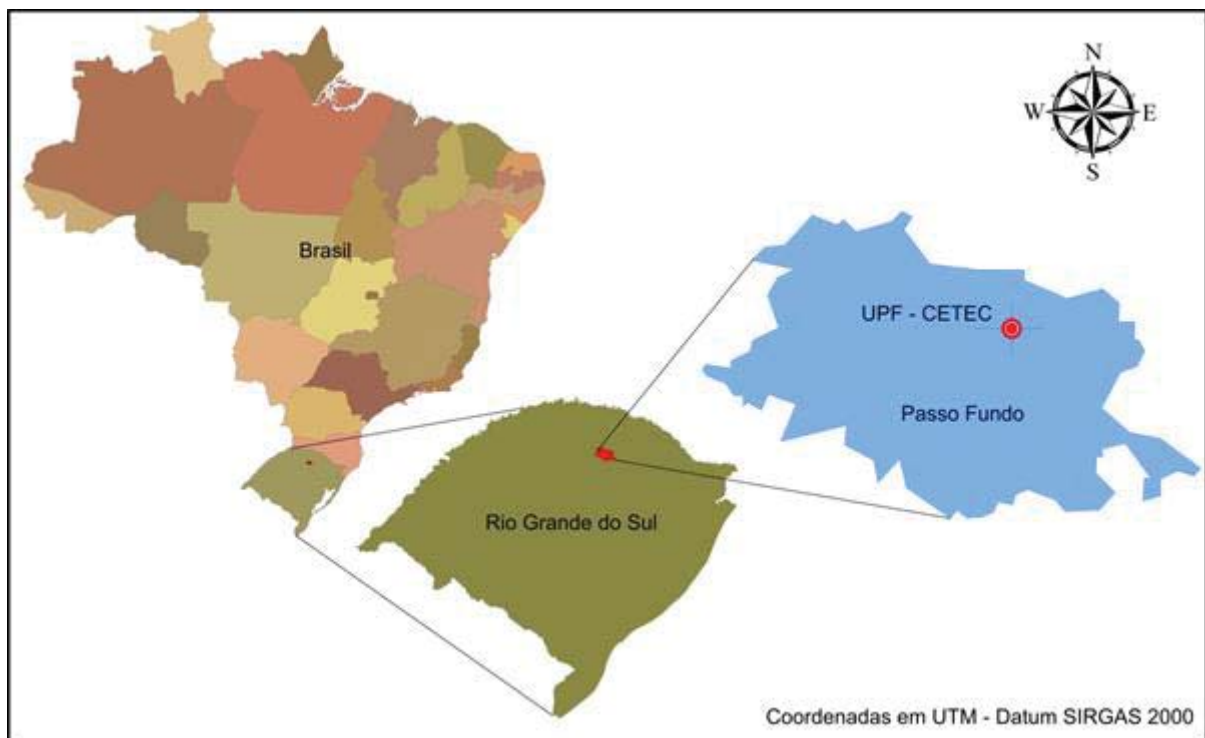
Fonte: Próprio Autor (2014).

O solo de estudo é um material residual de basalto e pertence à província geológica do planalto Rio-Grandense, segundo a geologia do Rio Grande do Sul, e à bacia do Paraná segundo à geologia do Brasil, que recebeu derrames vulcânicos de basalto no período mesozoico sobre um pacote de rochas sedimentares. A Figura 13 apresenta a localização espacial do solo investigado (coordenadas geográficas UTM SIRGAS 22S:  $x=363889$  m;  $y=6876915$  m).

A caracterização química, realizada no Laboratório de Análise de Solos da Universidade de Passo Fundo, está apresentada na Tabela 1. Também está apresentada a determinação da área superficial específica (ASE), a qual foi realizada conforme EMBRAPA (1997), no Laboratório de Uso e Manejo do Território e de Recursos Naturais da Universidade de Passo Fundo.

A área superficial específica (ASE) encontrada foi de  $33,86$   $m^2/g$  o que permite caracterizar o solo como um material próximo da faixa sugerida pelos autores Mitchell e Soga (2005), os quais indicam que solos com predominância de caulinita possuem ASE dentro faixa de  $10$  a  $20$   $m^2/g$  e Meurer (2010), o qual indica a ASE dentro da faixa de  $5$   $m^2/g$  a  $30$   $m^2/g$ , destacando o fato da caulinita ser um mineral não expansivo. Destaca-se os baixos valores de pH, matéria orgânica e CTC do solo em estudo.

Figura 13 - Mapa da localização da área de estudo.



Fonte: Adaptado de Dos Santos (2013).

A classificação pedológica, segundo Streck et al. (2008), é de um Latossolo Vermelho Distrófico Húmico (Unidade Passo Fundo). Estes solos são muito profundos, drenados e altamente intemperizados, apresentando uma sequência de horizontes A-B<sub>w</sub>-C, onde B<sub>w</sub> é do tipo latossólico. A amostra para os ensaios foi coletada no horizonte B<sub>w</sub>, como mostra a Figura 14. Estes solos têm pouco incremento de argila com a profundidade, transição gradual entre os horizontes e, por serem muito intemperizados, têm predomínio de caulinita e óxidos de ferro, o que lhes proporciona baixa CTC (<17 cmol<sub>c</sub>/dm<sup>3</sup>), acentuada acidez e baixo estoque de nutrientes, conforme mostrado na Tabela 1. A coloração vermelha reflete a baixa saturação por bases (<50 %) e o elevado teor de Ferro (>18 %) destes solos, o que os caracteriza como distroféricos (STRECK et al., 2008).

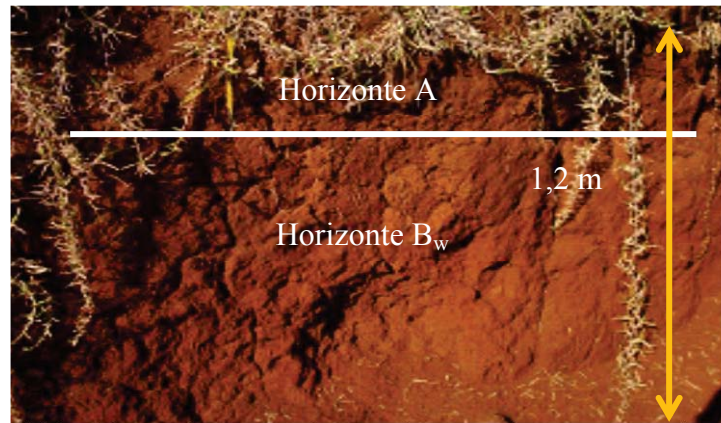
A caracterização geotécnica deste solo é apresentada na Tabela 2. O solo possui elevado teor de argila e índices físicos que o classificam, do ponto de vista geotécnico, como CH, ou argila de alta compressibilidade, segundo o sistema unificado – SUCS (ASTM, 1993).

Tabela 1: Análise química do solo.

Parâmetro	Valor
pH	5,5
Índice SMP	5,4
Matéria Orgânica (%)	< 0,8
Área Superficial Específica - ASE (m <sup>2</sup> /g)	33,86
P (mg.kg <sup>-1</sup> )	4,0
K (mg.kg <sup>-1</sup> )	334,0
S (mg.kg <sup>-1</sup> )	33,0
Al (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	1,7
Ca (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	0,5
Mg (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	0,3
H + Al (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	8,7
CTC (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	10,3
Saturação por bases (%)	16,0
Saturação por Alumínio (%)	51,0
Saturação por potássio (%)	8,3
Fe (%)*	8,18
B (mg.kg <sup>-1</sup> )	0,2
Mn (mg.kg <sup>-1</sup> )	9,0
Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )	1,4
Cu (mg.kg <sup>-1</sup> )	2,5

\*análise química por fluorescência de raios-x.

Figura 14 - Imagem do perfil do solo de estudo.



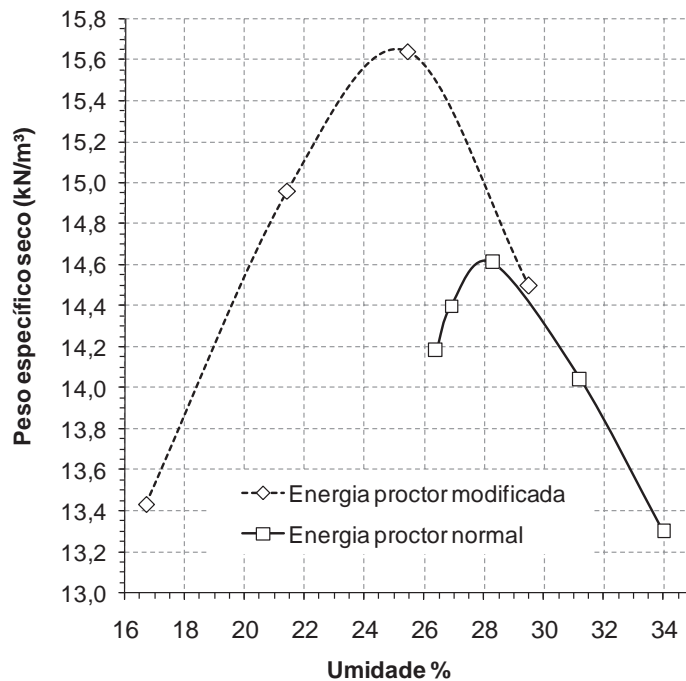
Fonte: Adaptado de Dos Santos (2013).

Tabela 2: Caracterização geotécnica do solo de estudo (KORF, 2011).

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Argila (%)	68
Silte (%)	5
Areia (%)	27
Limite de Liquidez (%)	53
Limite de Plasticidade (%)	42
Índice de Plasticidade (%)	11
Peso específico real dos grãos (kN/m <sup>3</sup> )	26,7
Umidade Natural (%)	34,6
Peso específico natural (kN/m <sup>3</sup> )	16,3

A Figura 15 apresenta as curvas de compactação do solo de estudo para as energias Proctor Normal (PN) e Proctor Modificado (PM), obtidas no Laboratório de Geotecnia da Universidade de Passo Fundo, a partir de ensaios realizados de acordo com a norma NBR 7182 (ABNT, 1986). Em relação à energia PN, o peso específico seco máximo é de 14,60 kN/m<sup>3</sup> e a umidade ótima é de 28,30 %. Em relação à energia PM, o solo apresenta peso específico seco máximo de 15,70 kN/m<sup>3</sup>, umidade ótima de 25 % e grau de saturação na umidade ótima de 94,80 %.

Figura 15 - Curvas de compactação para energia Proctor normal e modificada.



Fonte: Adaptado de Korf (2011).

A utilização deste solo na pesquisa se justifica em razão das suas características adequadas ao uso como barreira compactada e da sua predominância na região norte do Rio Grande do Sul.

### 3.3.2 Cimento Portland

Para moldagem dos corpos de prova foi utilizado cimento CPV - ARI (Alta Resistência Inicial), Marca Cauê, Classe 40. Este cimento foi selecionado em razão de atingir altos valores de resistência para as idades iniciais de cura. Este cimento é composto de clínquer e gesso (100 – 95 %) e material carbonático (0 – 5 %).

### 3.3.3 Água de moldagem

Todos os corpos de prova foram preparados utilizando água destilada.



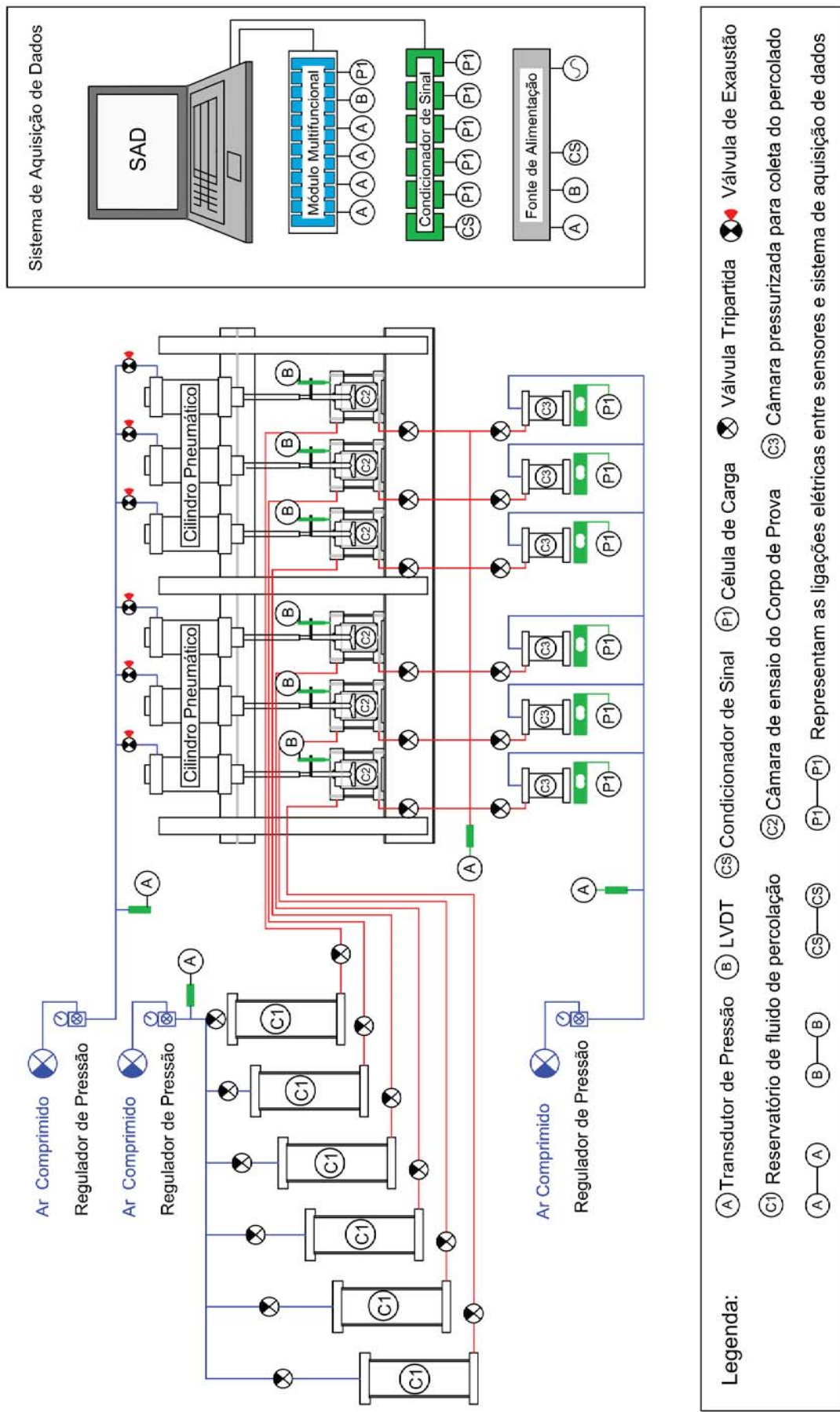
### 3.4 Equipamento para ensaios de percolação

O equipamento utilizado na presente pesquisa é uma adaptação do equipamento descrito por Knop (2007) e foi desenvolvido por Dos Santos (2013) no Laboratório de Geotecnia do Centro Tecnológico de Engenharia Civil, Ambiental e Arquitetura (CETEC) da Universidade de Passo Fundo, para avaliar o comportamento hidráulico de longo prazo de misturas compactadas destinadas à aplicação em barreiras de contenção.

As Figuras 16 e 17 mostram, respectivamente, um esquema do equipamento desenvolvido e o detalhe de uma câmara de percolação, de parede rígida. As Figuras 18 e 19 apresentam, respectivamente, as visões frontal e lateral do equipamento.

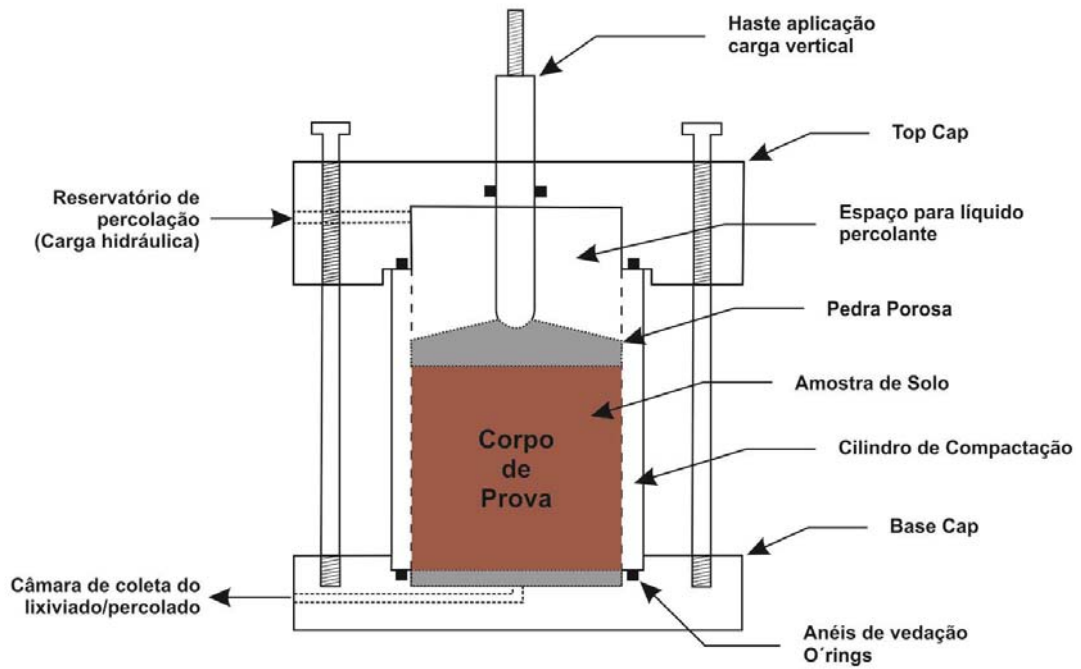
O monitoramento das cargas verticais e hidráulica é realizado de forma automatizada, em tempo real, através de um sistema composto pela instrumentação (transdutores de pressão), um módulo USB de aquisição de dados e um software de comunicação com o usuário, programado no software LabVIEW™ por Dos Santos (2013). Neste equipamento, foram utilizados materiais inertes (aço inoxidável e acrílico), para evitar reações entre os componentes do equipamento e a solução percolante agressiva. Como pode ser observado nas Figuras 18 e 19, o equipamento foi montado em um pórtico metálico e tem a capacidade de ensaiar, simultaneamente, seis corpos de prova com dimensões de 6 cm de altura e 7 cm de diâmetro. Cada câmara de ensaio possui uma entrada para o fluido percolante e uma saída para a coleta do efluente, sendo que o fluxo através do corpo de prova é descendente.

Figura 16 - Leiaute do equipamento para realização dos ensaios.



Fonte: Adaptado de Dos Santos (2013).

Figura 17 - Câmara de percolação.



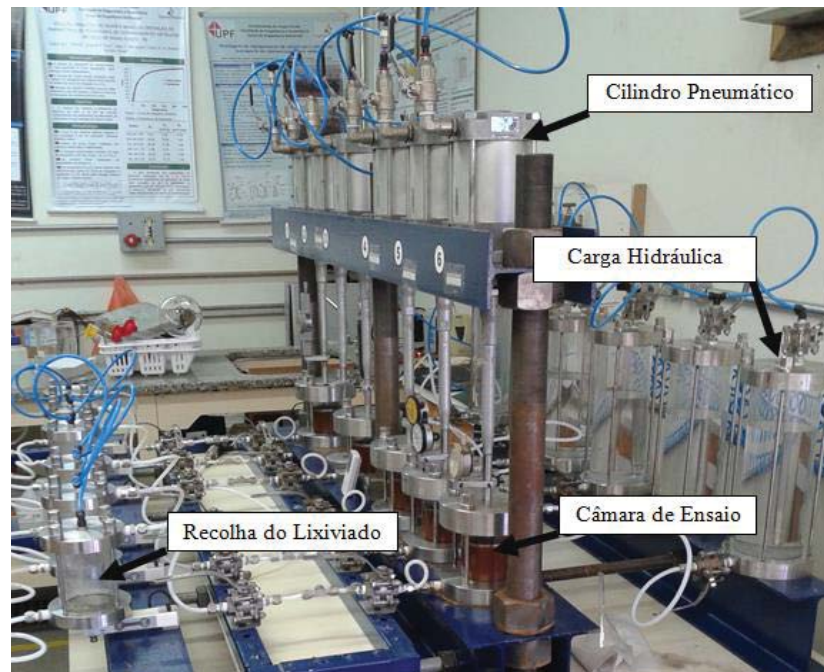
Fonte: Adaptado de Knop (2007).

Figura 18 - Visão frontal do equipamento de coluna.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 19 - Visão lateral do equipamento de coluna.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Também pode-se observar nas Figuras 20 e 21, entre outras características, o mecanismo de aplicação de cargas estáticas verticais, o reservatório de armazenamento do fluido percolante, conectado na entrada da câmara de ensaio, e o reservatório de recolhimento do fluido percolado, conectado à saída da câmara de ensaio.

A aplicação da carga vertical é feita de forma independente em cada uma das seis câmaras através de um sistema constituído por cilindros pneumáticos, alimentados por um compressor de ar, controlados por um regulador de pressão e manômetros e monitorados por um transdutor de pressão. A mesma configuração, constituída de compressor, regulador de pressão, manômetros e transdutor, é utilizada na aplicação de pressão hidráulica tanto nos reservatórios de armazenamento da solução percolante (entrada), como nos reservatórios de coleta do percolado (saída). Um quarto transdutor de pressão é utilizado para medir a pressão no interior das câmaras de ensaio (Figura 20).

Os transdutores de pressão utilizados são do modelo K1, fabricados pela ASHCROFT® e SITRON®, com capacidade máxima de pressão igual a 1 MPa e uma precisão mínima de 0,5 % da faixa de operação.

As medidas de deslocamentos verticais (recalques) foram realizadas com o auxílio de medidores de deslocamentos analógicos instalados em cada câmara, da marca Mitutuyo de precisão 0,01 mm. Os medidores foram fixados nas hastes que transferem a carga dos pistões

pneumáticos, conforme ilustra a Figura 21. O volume percolado foi realizado por meio de uma proveta graduada conectada na saída da câmara de coleta.

Figura 20 - Conexões de entrada e válvulas para a medição das pressões internas.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 21 - Detalhe do sistema de medição de recalques.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Informações mais detalhadas sobre o projeto e a construção do equipamento de coluna utilizado nesta pesquisa podem ser obtidas em Dos Santos (2013).

### 3.5 Métodos

#### 3.5.1 Moldagem dos corpos de prova e montagem dos ensaios

Para a moldagem dos corpos de prova, uma única amostra deformada de solo com aproximadamente 25 kg foi obtida do horizonte B da trincheira de amostragem.

A preparação inicial do solo compreendeu as etapas de: secagem ao ar, por um período de 15 dias; secagem em estufa a uma temperatura de aproximadamente 65 °C, até que permanecesse somente a umidade higroscópica, a qual ficou em torno de 3 % e passagem na peneira de malha ASTM #4 (abertura de 4,75 mm) para retirada das partículas mais grosseiras, de forma a evitar a formação de caminhos preferenciais à passagem do líquido percolado após a compactação.

A moldagem dos corpos de prova seguiu o planejamento experimental descrito no item 3.2 e foi executada diretamente nas câmaras de ensaio do equipamento de coluna, com as dimensões nominais de 0,06 m de altura e 0,07 m de diâmetro. Foram utilizados os teores de cimento na faixa de 0 %, 1 % e 2 % em massa seca, afim de verificar os efeitos desta adição nas variações da condutividade hidráulica de longo prazo.

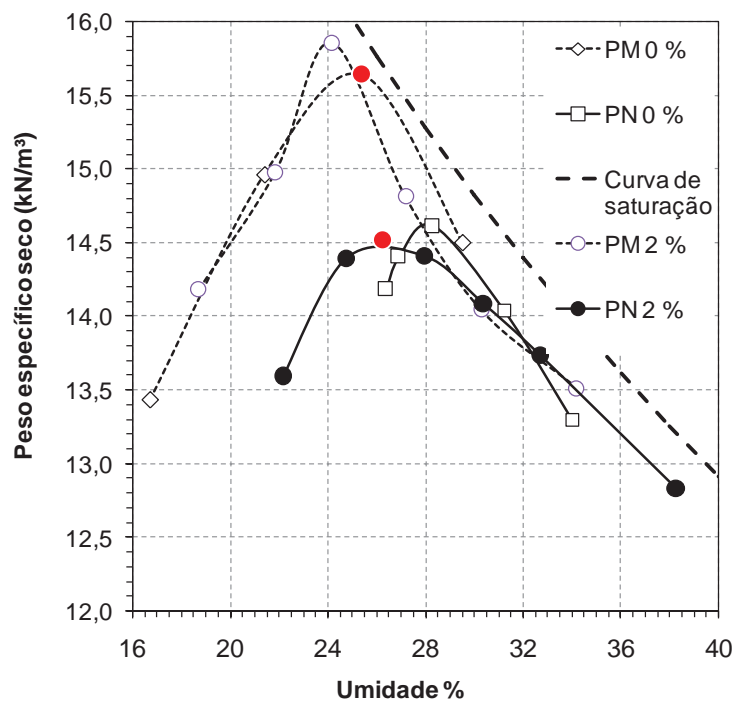
Os parâmetros de moldagem foram definidos a partir da análise das curvas de compactação obtidas nas energias Proctor normal e modificada, para o solo com e sem cimento, conforme ilustra a Figura 22. Como se pode observar, as curvas de compactação para 0 % e 2 % pouco diferem entre si, sendo que para o efeito deste estudo elas foram consideradas equivalentes. Desta forma, foram adotados um teor de umidade de moldagem constante de 26 %, próximo à umidade ótima na energia normal e à umidade ótima mais 2 % na energia modificada, ambas para misturas com 2 % de cimento, e os respectivos pesos específicos secos, 15,5 kN/m<sup>3</sup> e 14,5 kN/m<sup>3</sup>, além do valor intermediário 15,0 kN/m<sup>3</sup>, correspondente ao ponto central do delineamento fatorial descrito no item 3.2. O teor de umidade utilizado na moldagem de 26 % foi considerado suficiente para a ocorrência completa das reações de hidratação do cimento durante o tempo de cura estabelecido.

A sequência de etapas para a moldagem dos corpos de prova foi a seguinte:

- 1) Determinação do teor de umidade higroscópica do solo para correção da umidade de moldagem;
- 2) Definição dos parâmetros de moldagem, de acordo com o programa experimental;
- 3) Cálculo e pesagem da massa necessária para a moldagem do corpo de prova;

- 4) Cálculo e pesagem da massa de cimento necessária para a moldagem do corpo de prova;
- 5) Cálculo e pesagem da quantidade de água necessária à moldagem, considerada a correção para a umidade higroscópica;
- 6) Mistura e homogeneização dos componentes da mistura (solo, cimento e água);
- 7) Obtenção de duas amostras para a verificação do teor de umidade do corpo de prova;
- 8) Compactação com soquete da mistura no interior da câmara de ensaio (cilindro de acrílico), em 3 camadas de alturas iguais, com controle da densidade de cada camada;
- 9) Determinação da massa e altura do corpo de prova após a moldagem;

Figura 22 - Curva de compactação - Proctor normal e modificado.



Fonte: Próprio Korf (2011).

Após a moldagem, na base e no topo do corpo de prova moldado no cilindro de parede rígida eram colocados o papel filtro e a placa metálica porosa para a distribuição uniforme do líquido percolante. O cilindro era então acoplado à câmara de ensaio. O espaço vazio restante no interior do cilindro era inundado com água destilada e o corpo de prova submetido a uma cura inicial por 48 horas. Este procedimento foi realizado para que a água de moldagem do

corpo de prova não evaporasse durante o período de cura. Decorrido este tempo, a câmara de ensaio é por fim acoplada ao equipamento de coluna para a aplicação da carga vertical estática e início da percolação com água destilada. A Figura 23 ilustra os procedimentos de montagem do cilindro com a amostra na câmara de ensaio; a colocação do papel filtro e das placas porosas; a inundação do corpo de prova; e o acoplamento da câmara de ensaio no equipamento de coluna.

Figura 23 - Procedimentos de montagem do cilindro com a amostra na câmara de ensaio.



Fonte: Próprio Autor (2014).



### 3.5.2 Preparo da solução contaminante

Para a percolação ácida foi preparada uma solução de 2 % em volume de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) da Marca Merck<sup>®</sup> 95 – 97 %, diluído em água destilada. Esta concentração foi adotada devido à experiência obtida em ensaios piloto realizados com solução a 10 % de concentração de ácido e duração superior a 30 dias. Ao final destes ensaios preliminares, observou-se uma quantidade muito pequena de líquido percolado, o que não permitia uma medição precisa da condutividade hidráulica.

Adotada então a concentração de 2 %, a solução foi preparada sempre logo antes do início do ensaio para cada corpo de prova. As soluções foram elaboradas sempre em 2 litros, com auxílio de um balão volumétrico de 2.000 mL e uma proveta de 100 mL para medição do volume de ácido para a diluição (Figura 24). Por questões de segurança, todo procedimento foi realizado em capela com exaustor e utilizando óculos de proteção e máscara contra reagentes químicos. Após preparada, a solução era agitada e inserida no reservatório do líquido percolante com auxílio de um funil. O pH médio da solução contaminante, resultante da concentração adotada, foi igual a 1,32.

Figura 24 - Materiais utilizados para a preparação da solução contaminante.



Fonte: Próprio Autor (2014).

### 3.5.3 Realização dos ensaios

Após a moldagem dos corpos de prova e a montagem da câmara de ensaio no equipamento de coluna, e decorridas as 48 horas do período de inundação do corpo de prova, iniciava-se a percolação com água destilada por um período de 5 dias, o suficiente para aproximar a saturação do corpo de prova e estabelecer do regime de fluxo estacionário. Considerando todos os corpos de prova ensaiados, o volume mínimo de água destilada percolado foi de 5 volumes de vazio. O gradiente hidráulico adotado para esta fase foi de 66, o que corresponde a uma pressão de 30 kPa, e a contra-pressão, aplicada no reservatório de coleta do percolado, foi de 10 kPa.

A carga vertical de  $280 \text{ kN/m}^2$ , constante para todos os ensaios, era aplicada sobre o corpo de prova tão logo terminava a fase de inundação e antes do início da percolação com água destilada. Esta pressão foi estimada a partir de um estudo realizado por Bedin (2010) com resíduos de mineração de ouro em uma barragem de rejeitos. Para o cálculo da carga vertical, foram utilizados os valores determinados pelo autor de  $\gamma_{\text{sat}} 18,6 \text{ kN/m}^3$  e altura de disposição de 15 m. O cálculo da pressão a ser aplicada no cilindro pneumático foi feito a partir da curva de calibração obtida por Dos Santos (2013). A curva de calibração relaciona a pressão aplicada no cilindro pneumático em kPa e a força transferida verticalmente ao corpo de prova, em kN.

Finalizada a etapa de saturação por percolação, o reservatório de líquido percolante era esvaziado. O líquido restante no interior de câmara de ensaio era então percolada pelo corpo de prova, até que restasse uma pequena lâmina d'água sobre o corpo de prova, de aproximadamente 5 mm.

Após este procedimento, era inserida no reservatório a solução contaminante, tendo início a fase de percolação ácida. O gradiente hidráulico adotado para esta etapa foi de 33,33. Este valor foi adotado seguindo os estudos realizados por Yanful et al. (1995), que avaliaram em laboratório a condutividade hidráulica de três diferentes solos do Canadá quando percolados com drenagem ácida de mineração. A variação adotada de gradiente hidráulico pelos autores foi de 15 a 60.

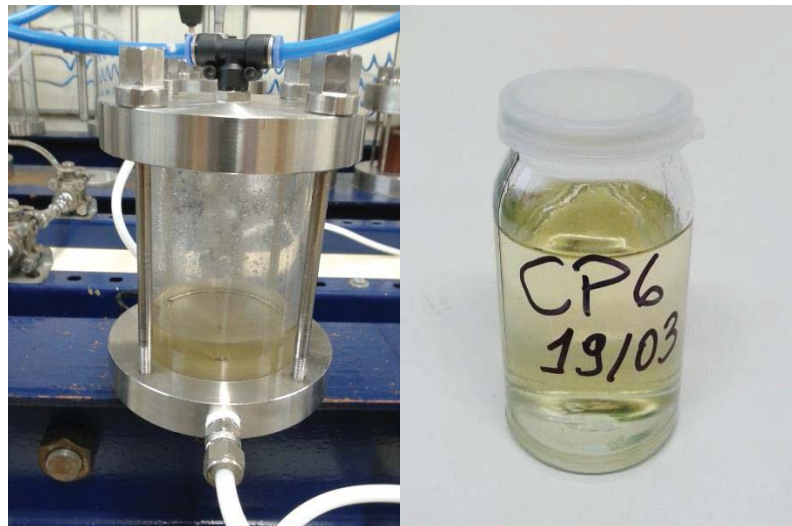
Esta fase teve a duração necessária para percolar no mínimo 15 volumes de vazios pelo corpo de prova. A condutividade hidráulica foi monitorada através da verificação dos volumes percolados ao longo do tempo.

Embora em alguns dos ensaios, o volume percolado tenha ultrapassado os 15 volumes de vazios, a análise dos resultados de condutividade hidráulica teve como referência o mínimo

estipulado de 15 volumes de vazios. Apenas as análises físico-químicas de Fe, Mn, Ca e K consideraram valores maiores que 15 volumes de vazios percolados. O maior tempo que um corpo de prova ficou submetido à percolação ácida, até que se atingisse o número de 15 volume de vazios, foi de 77 dias.

Durante os ensaios, concomitante com a medição do volume percolado, tanto na fase de percolação com água como na fase de percolação ácida, foram medidos os recalques e retiradas amostras do percolado para a determinação do pH e realização da análise química elementar (Fe, Mn, Ca e K) em espectrofotômetro de absorção atômica. A Figura 25 ilustra a coleta do percolado no reservatório conectado à saída da câmara de ensaio e a amostragem para realização das análises químicas.

Figura 25 - Coleta do percolado e amostragem para análises químicas.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Uma vez finalizado o ensaio, as pressões nos cilindros pneumáticos e nos reservatórios auxiliares eram aliviadas, através de uma válvula de escape do ar, procedendo-se, na sequência, a retirada da câmara de ensaio do equipamento de coluna. Cuidadosamente, o corpo de prova era extraído do cilindro de acrílico com o auxílio de uma prensa hidráulica (Figura 26). Após a retirada do corpo de prova (todos os corpos de prova ensaiados foram retirados de forma intacta do cilindro de moldagem) eram medidas a massa final, a altura final e o teor de umidade final.

Figura 26 - Desmontagem da câmara de percolação e extração do corpo de prova ensaiado.



Fonte: Próprio Autor (2014).

### 3.5.4 Determinação da condutividade hidráulica (k)

A condutividade hidráulica refere-se a facilidade que um determinado líquido tem ao passar pelo solo. A esta propriedade é pode ser obtida pela Lei de Darcy quando o regime de fluxo é laminar. A condutividade hidráulica (k) depende de fatores como densidade e viscosidade do líquido e área superficial específica, porosidade, tortuosidade e grau de saturação do solo (SHARMA; REDDY, 2004).

O coeficiente de condutividade hidráulica (k) é determinado, de acordo com a lei de Darcy, através da Equação 10.

$$Q = \frac{V}{t} = kiA \quad (10)$$

em que:

Q = taxa de descarga através da secção de escoamento (volume/tempo);

k = Coeficiente de condutividade hidráulica do meio poroso (distância/tempo) ;

i = gradiente hidráulico (adimensional), e

A = área transversal ao fluxo (área).

### 3.5.5 Monitoramento da solução ácida percolada

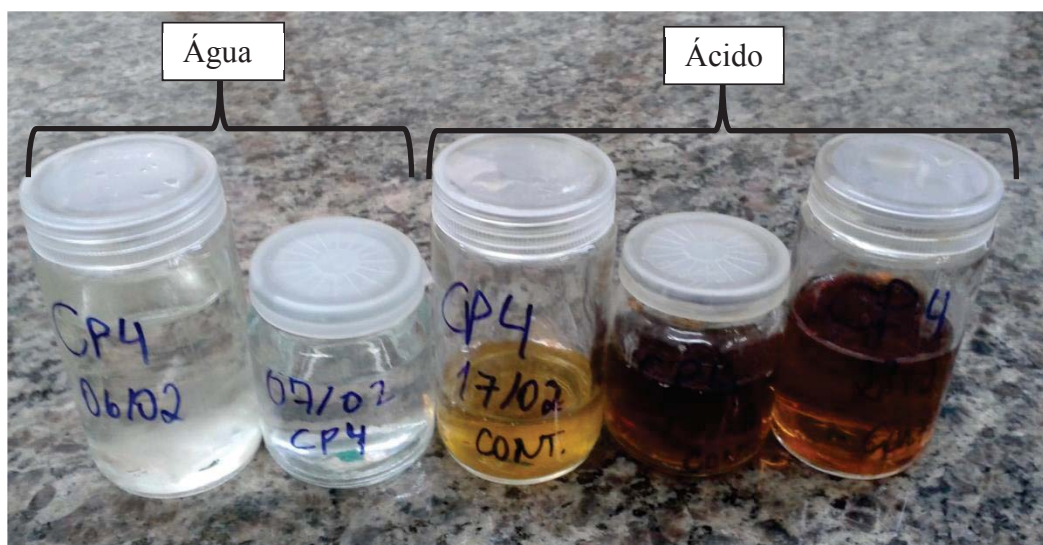
Durante os ensaios foi realizado o monitoramento do pH da solução ácida percolada e a determinação dos íons Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cálcio (Ca) e Potássio (K) dissolvidos no líquido percolado, tanto na fase de percolação com água como na fase de percolação ácida. Para as análises químicas, cinco amostras para cada corpo de prova foram filtradas e analisadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica, no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Passo Fundo. Estas amostras compreenderam o primeiro e o último ponto da percolação com água; e o primeiro ponto, um ponto intermediário e o último ponto da percolação ácida.

A percolação de água pode afetar os processos de hidratação do cimento e a percolação ácida pode, através dos íons de  $H^+$ , participar da troca de sítios de adsorção do Fe, Mn e K. A lixiviação destes elementos pelo ácido pode definir uma maior ou menor capacidade do solo em adsorver contaminantes e manter a sua estabilidade química e estrutural.

A Figura 27 apresenta as amostras coletadas para o corpo de prova CP4 ( $\gamma_d$  14,50  $kN/m^3$  e 0 % de cimento). Nota-se que a coloração avermelhada indica a presença de ferro oxidado, característica observada para todos os corpos de prova.

Diferente de todas as outras análises realizadas, que considerou o valor limite de 15 volume de vazios percolados, as análises físico-químicas foram realizadas até o final dos ensaios, independente do volume percolado.

Figura 27 - Amostras filtradas para a análise de AAS.



Fonte: Próprio autor (2014).

### 3.5.6 Determinação do fator de retardamento

O parâmetro de transporte determinado foi o fator de retardamento -  $R_d$ . Este parâmetro exprime a parcela reativa do solo considerando a adsorção. O método de obtenção do parâmetro foi o método descrito em Moncada (2004) e Costa (2002) pela área acima da curva característica de transporte de contaminantes.

Para obtenção da curva característica de transporte (*breakthrough curve*) foi utilizado os valores concentração  $H^+$  a partir do pH do percolado, considerando a Equação 11. A *breakthrough curve* estabelece a relação da concentração relativa  $C_i/C_o$ , em que  $C_i$  corresponde a concentração do ponto e  $C_o$  a concentração inicial da solução, com o número de volume de vazios percolado pelo corpo de prova ou o tempo

$$pH = -\log_{10}[H^+] \therefore 10^{-pH} = [H]^+ \quad (11)$$

### 3.5.7 Análise estatística

A análise estatística visa verificar a influência dos fatores de controle (peso específico e teor de cimento) no comportamento das respostas condutividade hidráulica, pH do percolado, recalque e fator de retardamento. O teste de significância empregado foi a Análise de Variância (ANOVA) e o software utilizado foi o Minitab<sup>®</sup>, versão 14.

Análise de variância ou ANOVA é uma técnica estatística que permite avaliar afirmações sobre as médias de populações. A análise visa, fundamentalmente, verificar se existe uma diferença significativa entre médias e se os fatores de controle exercem influência sobre alguma variável dependente. De forma geral, a significância de uma diferença é medida pelo *valor-p*, definido como a probabilidade de que uma diferença observada entre médias ou tratamentos em um experimento seja fruto puramente do acaso. Se o *valor-p* é suficientemente baixo (por exemplo, menor que 0,05), então é bastante provável que uma diferença observada entre dois tratamentos ou médias seja uma diferença real e não algo que aconteceu ao acaso.

Em outras palavras, a análise de variância é utilizada quando se quer decidir se as diferenças observadas são reais (causadas por diferenças significativas nas populações observadas) ou casuais (decorrentes da mera variabilidade amostral). Portanto, essa análise parte do pressuposto que o acaso só produz pequenos desvios, sendo as grandes diferenças geradas por causas reais.

## CAPÍTULO 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nos itens subsequentes são apresentados e discutidos, a luz da revisão bibliográfica apresentada no Capítulo 2, os resultados obtidos no presente trabalho, os quais tiveram como objetivo avaliar os efeitos da percolação ácida prolongada sobre a condutividade hidráulica e, complementarmente, sobre a capacidade de atenuação, de um solo argiloso compactado, com e sem a adição de cimento, para fins de aplicação em barreiras de contenção de contaminantes. Segundo Yanful et al. (1995), esta é uma questão importante a ser abordada no projeto de barreiras de fundo de aterros de resíduos sólidos e barragens de rejeitos, ou seja, a integridade a longo prazo da camada compactada ao reagir com lixiviados ácidos. A eficácia da contenção na redução do transporte de contaminantes depende da sua capacidade de manter, ao longo do tempo, uma baixa condutividade hidráulica e uma boa capacidade de atenuação (por exemplo, capacidade de tamponamento e capacidade de troca catiônica). Um inesperado acréscimo na condutividade hidráulica ou perda da capacidade de atenuação poderia proporcionar um transporte de contaminantes acelerado.

### 4.1 Características iniciais e finais dos corpos de prova

A Tabela 3 apresenta as características físicas, geométricas e os índices físicos dos 8 corpos de prova ensaiados após a moldagem.

Tabela 3: Características dos corpos de prova após a moldagem.

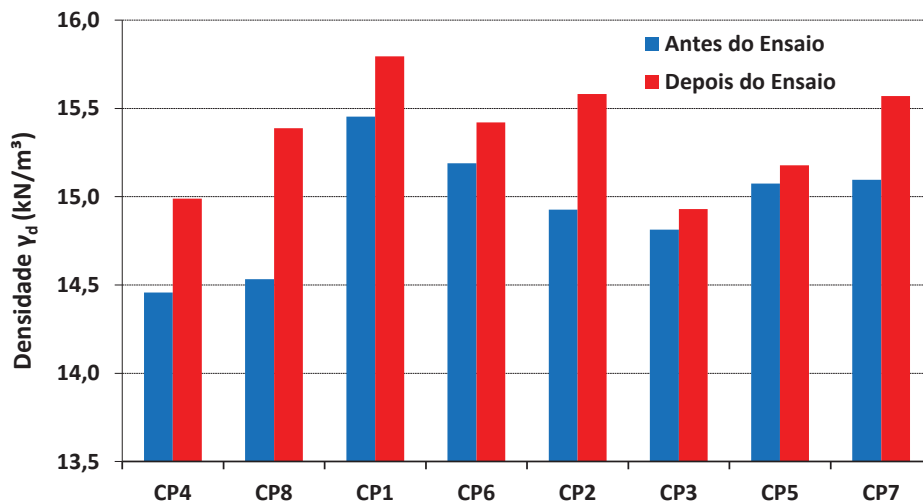
Variável	CP4	CP8	CP1	CP6	CP2	CP3	CP5	CP7
Peso específico seco (kN/m <sup>3</sup> )	14,46	14,53	15,45	15,19	14,93	14,81	15,08	15,10
Umidade (%)	25,89	25,22	25,49	25,47	25,35	26,42	25,53	24,51
Altura (mm)	60,32	60,40	60,59	61,63	60,79	60,73	60,11	60,49
Massa (g)	422,54	423,01	452,17	451,97	437,77	437,63	437,76	437,56
Volume total (cm <sup>3</sup> )	232,15	232,45	233,16	237,16	233,16	233,70	231,33	232,78
Porosidade (n)	0,46	0,46	0,42	0,43	0,42	0,45	0,44	0,43
Volume de Vazios (cm <sup>3</sup> )	106,44	105,93	98,20	102,25	98,20	104,04	100,72	101,16
Grau de Saturação (%)	81,64	80,44	93,52	89,74	85,84	87,90	88,39	85,14

A Tabela 4 apresenta as características físicas, geométricas e índices físicos dos 8 corpos de prova após serem ensaiados. As Figuras 28, 29 e 30 ilustram as variações do peso específico seco, da porosidade e do grau de saturação observados durante a realização dos ensaios.

Tabela 4: Características dos corpos de prova após os ensaios.

Variável	CP4	CP8	CP1	CP6	CP2	CP3	CP5	CP7
Peso específico seco (kN/m <sup>3</sup> )	14,99	15,39	15,79	15,42	15,58	14,93	15,18	15,57
Umidade (%)	24,62	26,07	30,00	0,00	30,21	30,68	27,84	29,79
Altura (mm)	57,91	57,63	59,76	61,02	56,47	59,76	59,38	59,66
Massa (g)	423,50	430,26	455,75	463,47	440,91	441,26	443,43	448,68
Volume total (cm <sup>3</sup> )	222,87	221,79	229,96	234,81	217,32	229,96	228,52	229,59
Porosidade (n)	0,44	0,43	0,41	0,43	0,40	0,44	0,43	0,43
Volume de Vazios (cm <sup>3</sup> )	97,17	95,27	95,01	99,90	86,53	100,31	97,91	97,97
Grau de Saturação (%)	89,43	89,44	96,66	91,84	102,33	91,17	90,93	87,92
Nº de Volume de Vazios Percolados	15,00	22,00	15,38	15,00	21,02	20,00	17,82	20,00
Tempo total (dias)	77	16	67	64	28	29	29	18

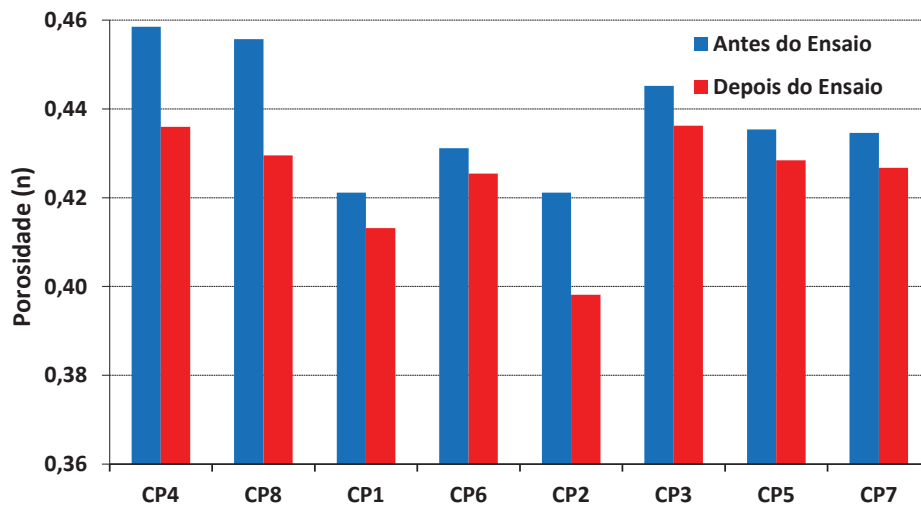
Figura 28 - Peso específico seco dos corpos de prova antes e depois dos ensaios.



Fonte: Próprio Autor (2014).

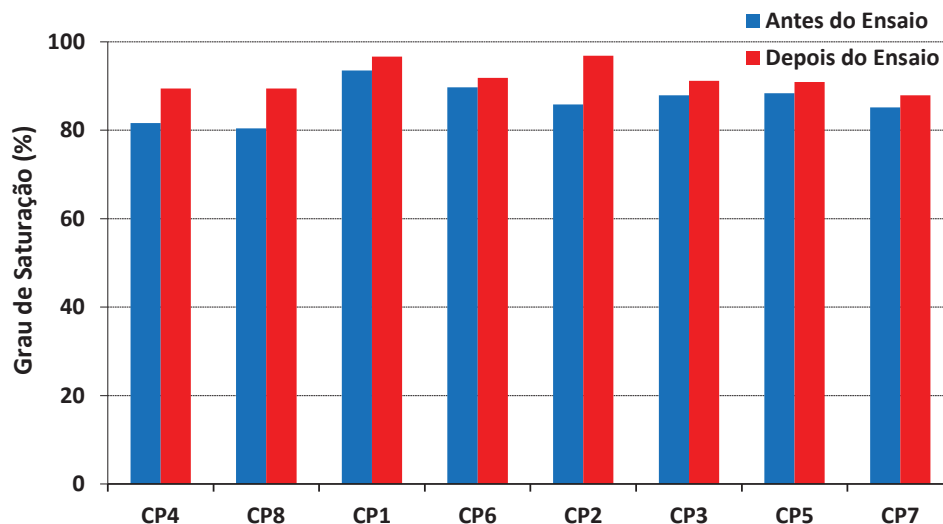


Figura 29 - Porosidade dos corpos de prova antes e depois dos ensaios.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 30 - Grau de saturação dos corpos de prova antes e depois dos ensaios.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Observa-se que houve uma diminuição na altura e no volume de todos os corpos de prova depois de serem ensaiados. O peso específico seco não variou mais do que 5 % entre o início e o fim dos ensaios. Conseqüentemente, houve a redução de vazios em todos os corpos de prova submetidos a percolação ácida, acompanhado do crescimento do grau de saturação. Em média o volume de vazios reduziu  $5,86 \text{ cm}^3$  (aproximadamente 3 % do volume inicial). A variação de altura dos corpos de prova foi obtida da medição dos recalques das amostras submetidas a carga vertical estática de  $280 \text{ kN/m}^2$  e à percolação ácida.

Os corpos de prova com menor peso específico de compactação foram os que mais reduziram vazios, em média 6 % de redução. Os corpos de prova com peso específico intermediário ( $15,0 \text{ kN/m}^3$ ) e maior peso específico variaram próximo a 3 % de redução dos vazios ao final dos ensaios. De forma geral, estes dados indicam uma boa manutenção da estrutura do solo durante a aplicação da carga vertical e a percolação ácida.

A carga estática aplicada justifica parcialmente a redução de vazios do solo. Ao mesmo tempo a percolação ácida pode ter causado uma redução adicional dos vazios, provavelmente pelo rearranjo das partículas de argila causada pela interação solo-contaminante. Uma evidência disso é a maior taxa de recalques observada de maneira consistente em todos os 8 ensaios durante a fase de percolação ácida. O efeito aditivo da carga estática e da percolação ácida provavelmente tenha sido a causa da redução de vazios observada nas amostras, e da consequente redução da condutividade hidráulica. O aumento do grau de saturação dos corpos de prova ao final dos ensaios, de 86,58 % para 92,47 %, em média, indica que o procedimento adotado para saturação dos corpos de prova foi razoavelmente eficiente.

Comportamento semelhante foi relatado por Francisca e Glatstein (2010), que realizaram uma série de ensaios de condutividade hidráulica de longa duração em um solo silteoso percolado por lixiviado de aterro sanitário. Os autores observaram a redução tanto do índice de vazios como da condutividade hidráulica desde o início dos ensaios.

## **4.2 Comportamento hidráulico**

Alguns corpos de prova atingiram o limite mínimo de 15 volume de vazios percolados antes que outros, determinando um maior fluxo e maior condutividade hidráulica consequentemente. Todos os corpos de prova apresentaram redução da condutividade hidráulica quando percolados com solução ácida. O corpo de prova com maior tempo de percolação foi de 77 dias e 15 volumes de vazios percolados, o de menor percolação foi de 16 dias com 22 volumes de vazios percolados.

Juntamente da condutividade hidráulica, foi monitorado o recalque dos corpos de prova e o pH da solução percolada. Todas as medições foram realizadas durante a percolação com água e com a solução ácida.

No sentido de facilitar a compreensão do leitor, as Figuras 31 e 32 apresentam, de forma alternada, os gráficos de variação conjunta da condutividade hidráulica e do pH do

percolado e os de variação conjunta da condutividade hidráulica e o recalque, para o corpo de prova com peso específico seco de  $14,50 \text{ kN/m}^3$  e 0 % de cimento.

De forma semelhante, as Figuras 33 e 34 apresentam os resultados para o corpo de prova com peso específico seco de  $14,50 \text{ kN/m}^3$  e 2 % de cimento.

As Figuras 35 e 36 apresentam os resultados para o corpo de prova com peso específico seco de  $15,50 \text{ kN/m}^3$  e 0 % de cimento. As Figuras 37 e 38 apresentam os resultados para o corpo de prova com peso específico seco de  $15,50 \text{ kN/m}^3$  e 2 % de cimento. Por fim, as Figuras 39 a 46 apresentam os resultados para os quatro corpos de prova com peso específico seco de  $15,0 \text{ kN/m}^3$  e 1 % de cimento, os quais correspondem às repetições do ponto central do planejamento experimental.

Figura 31 - Condutividade hidráulica x pH para o CP4.

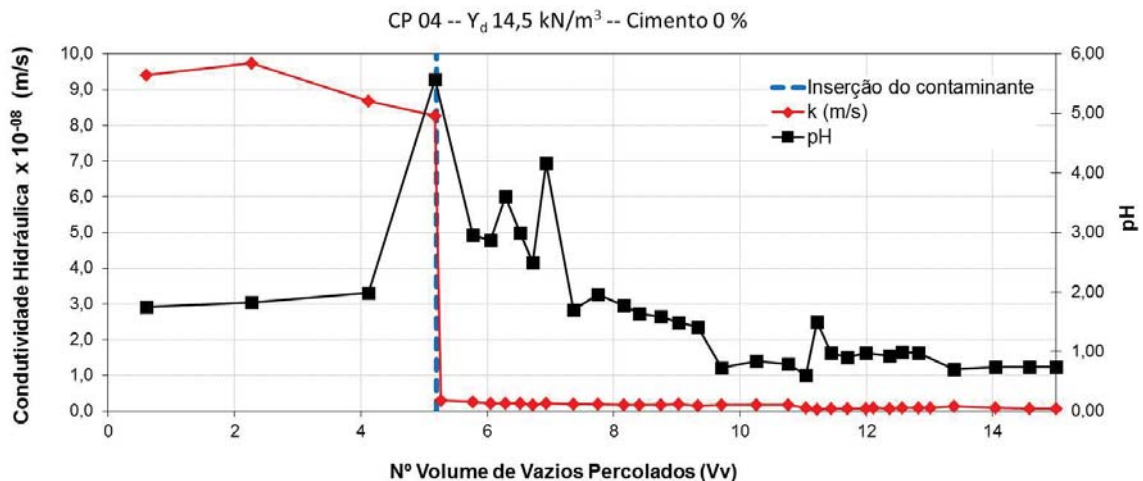


Figura 32 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP4.

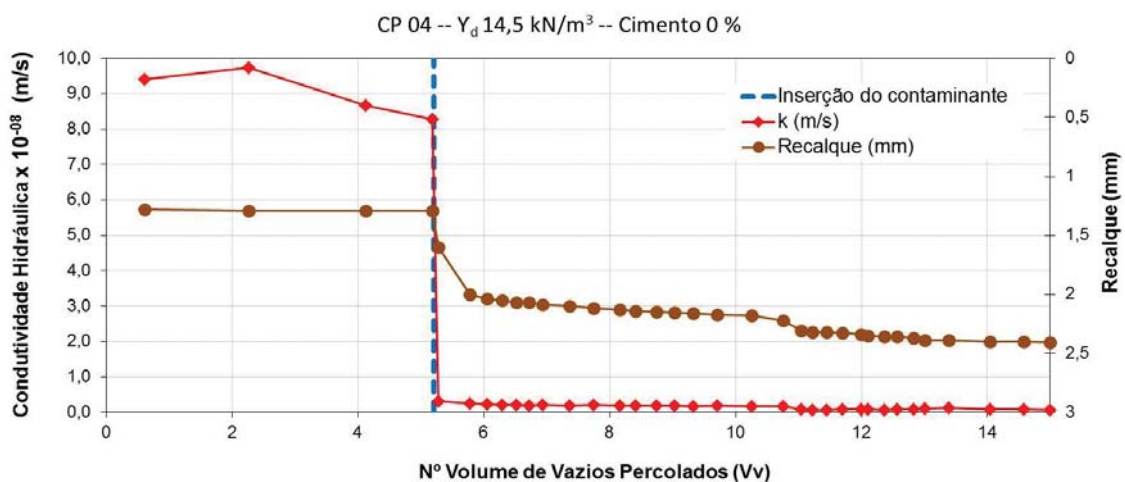
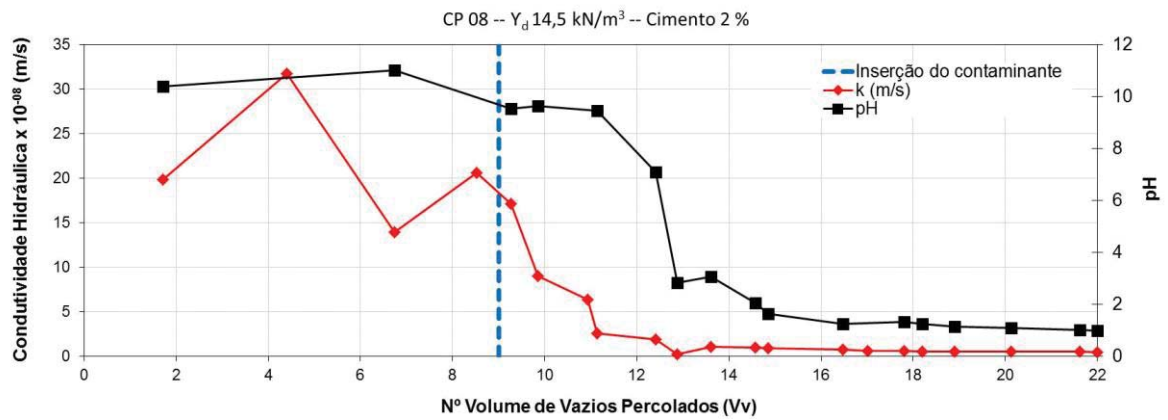
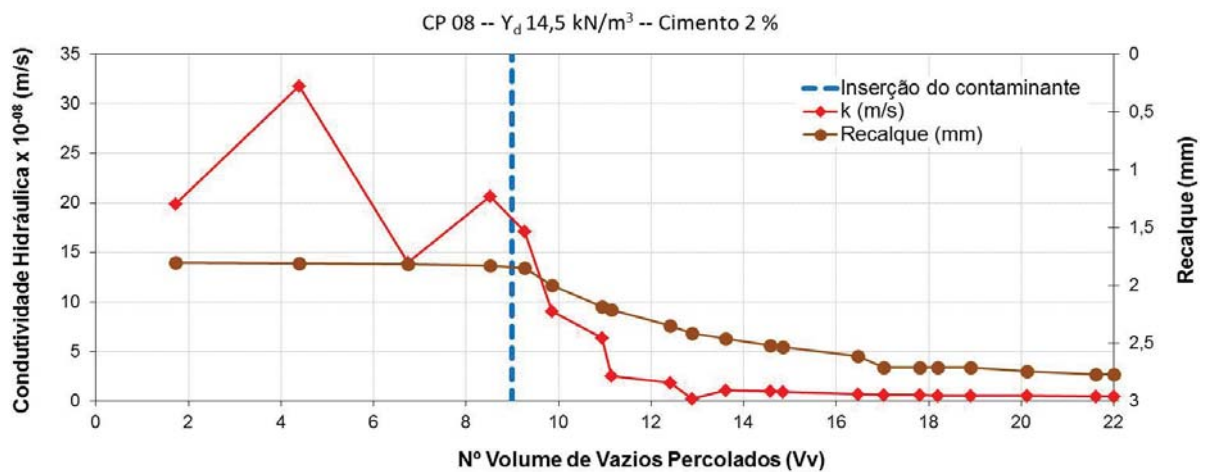


Figura 33 - Condutividade hidráulica x pH para o CP8.



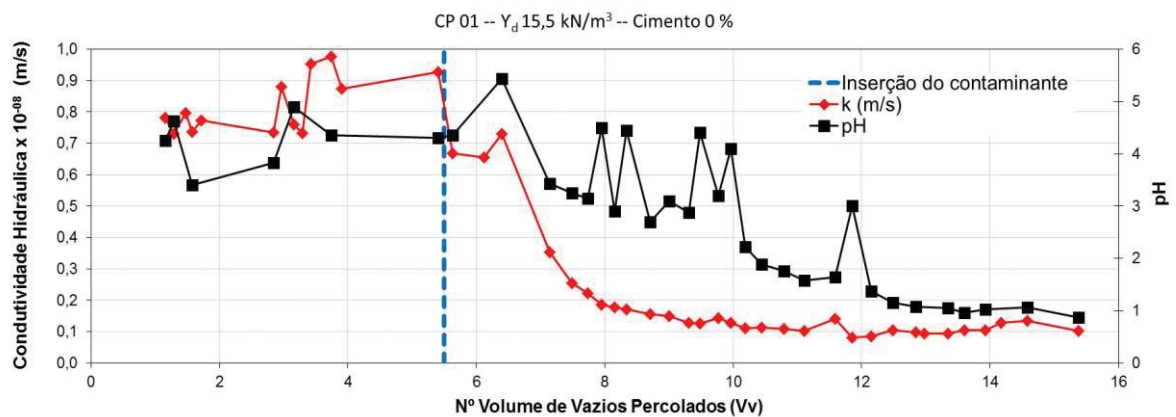
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 34 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP8.



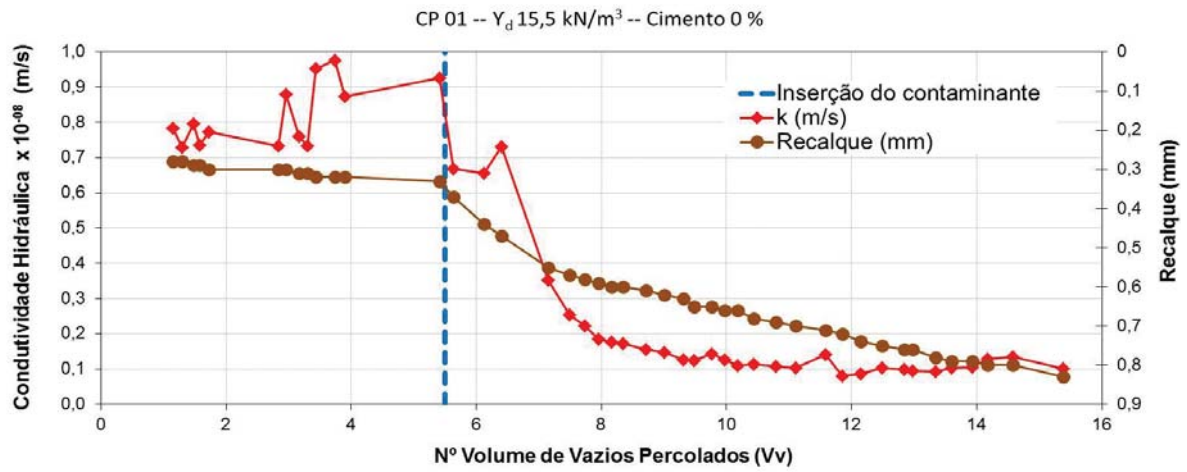
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 35 - Condutividade hidráulica x pH para o CP1.



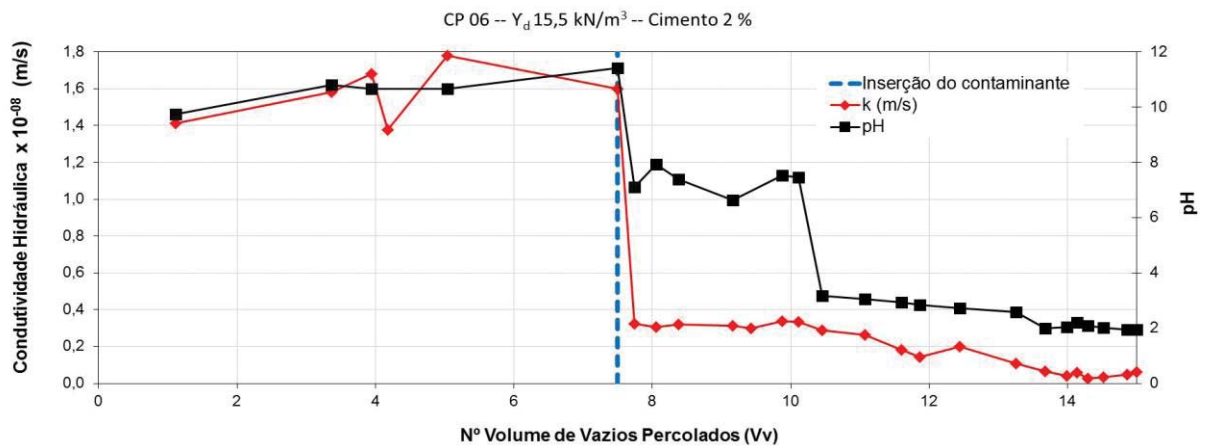
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 36 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP1.



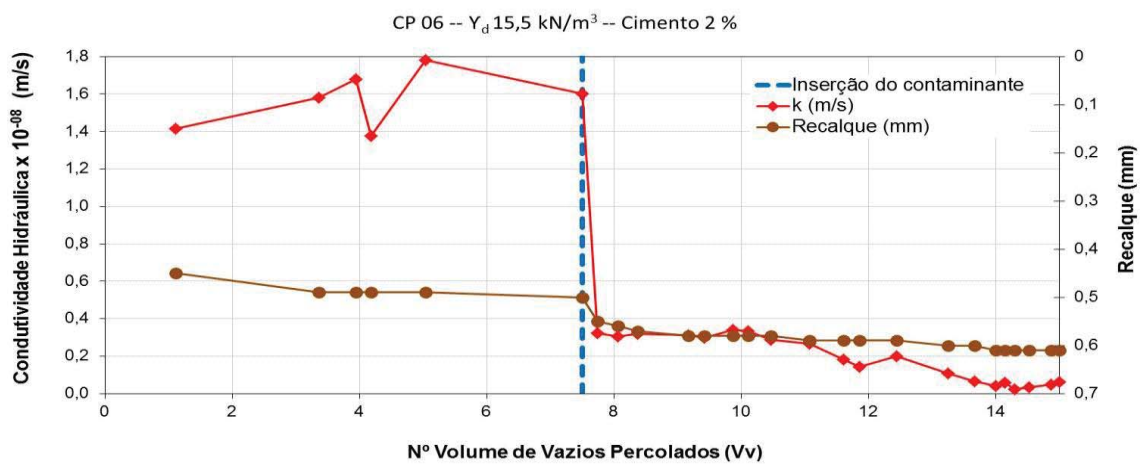
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 37 - Condutividade hidráulica x pH para o CP6.



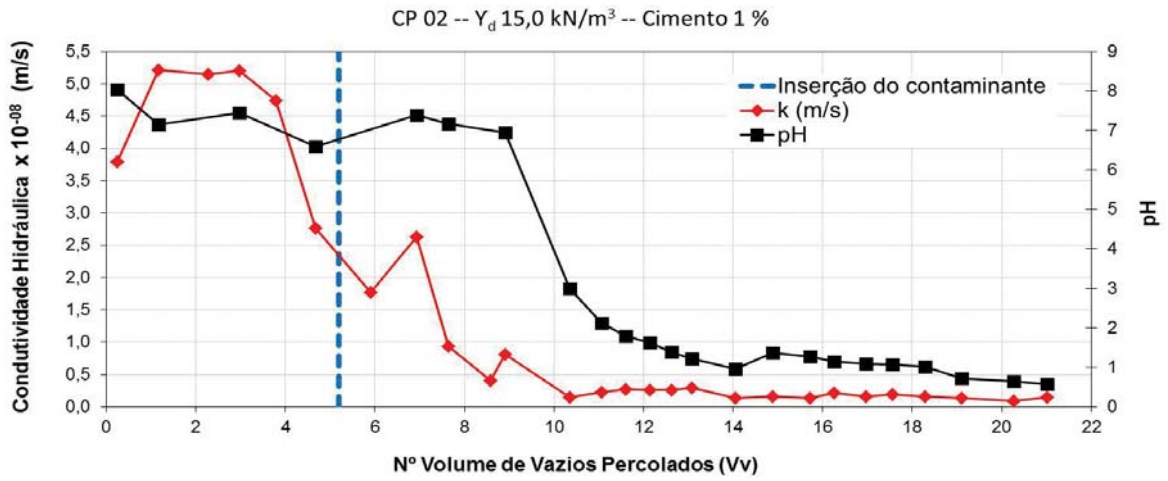
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 38 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP6.



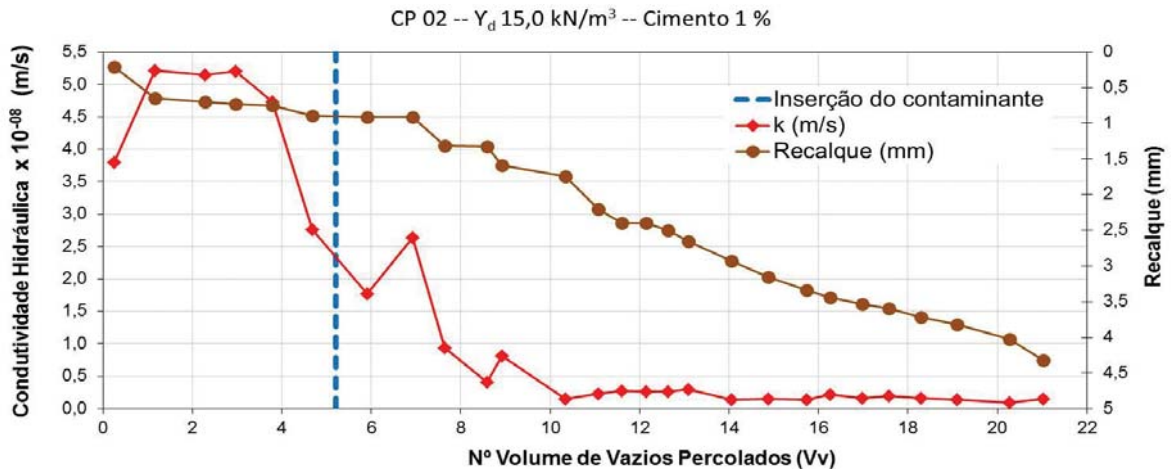
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 39 - Condutividade hidráulica x pH para o CP2.



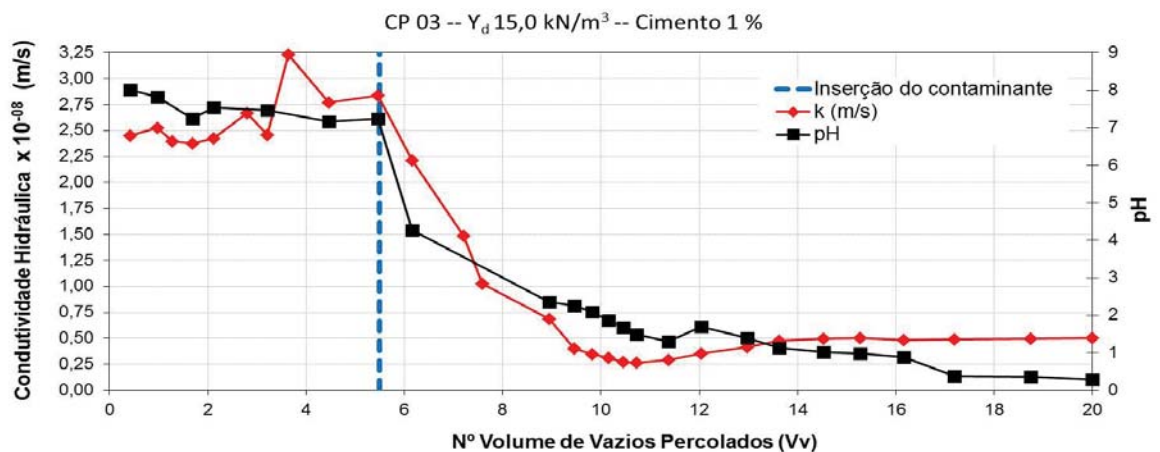
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 40 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP2.



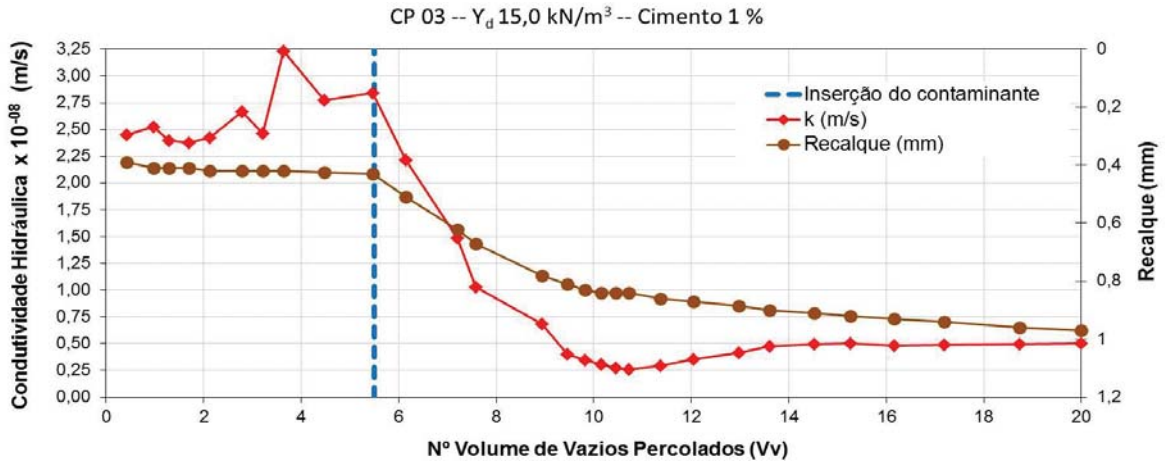
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 41 - Condutividade hidráulica x pH para o CP3.



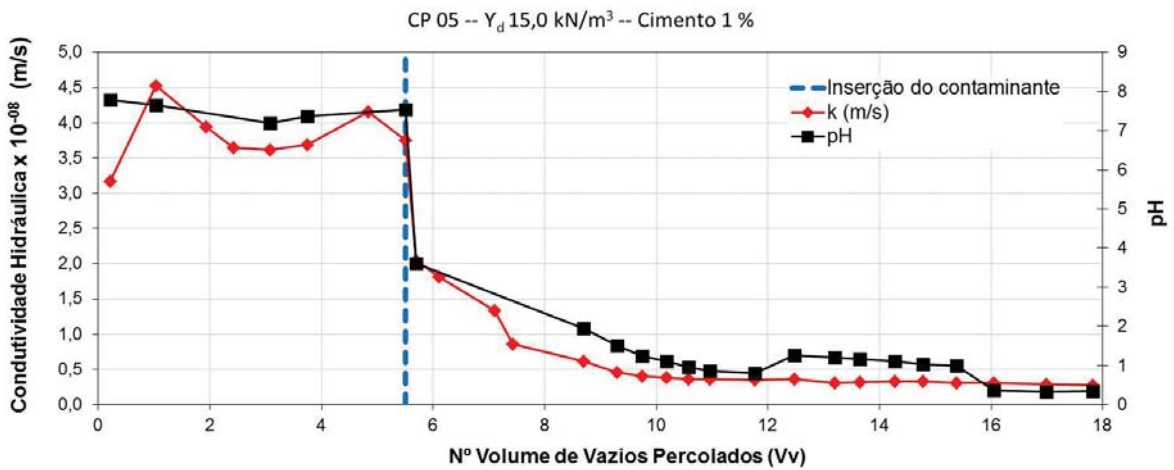
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 42 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP3.



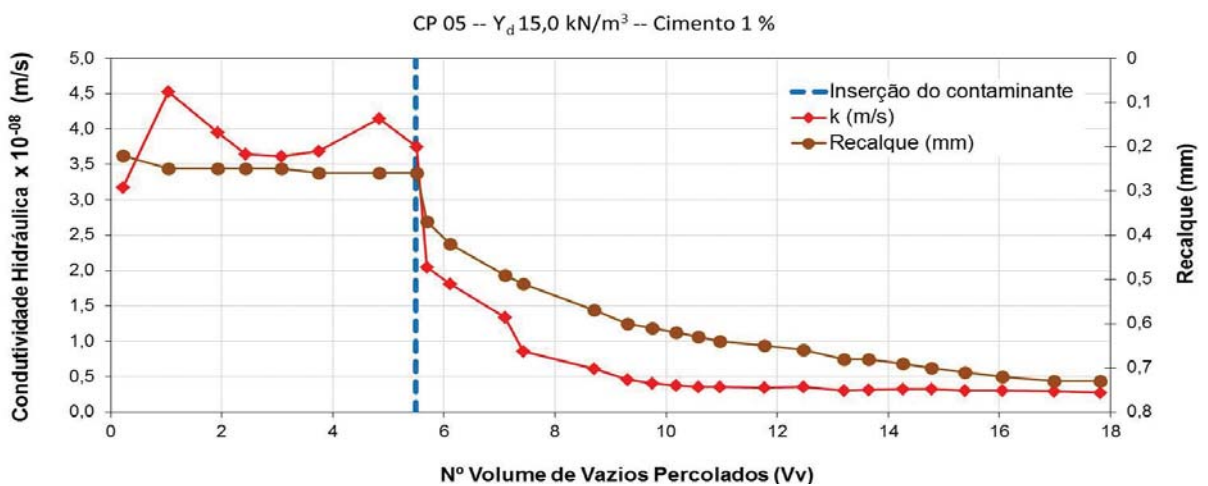
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 43 - Condutividade hidráulica x pH para o CP5.



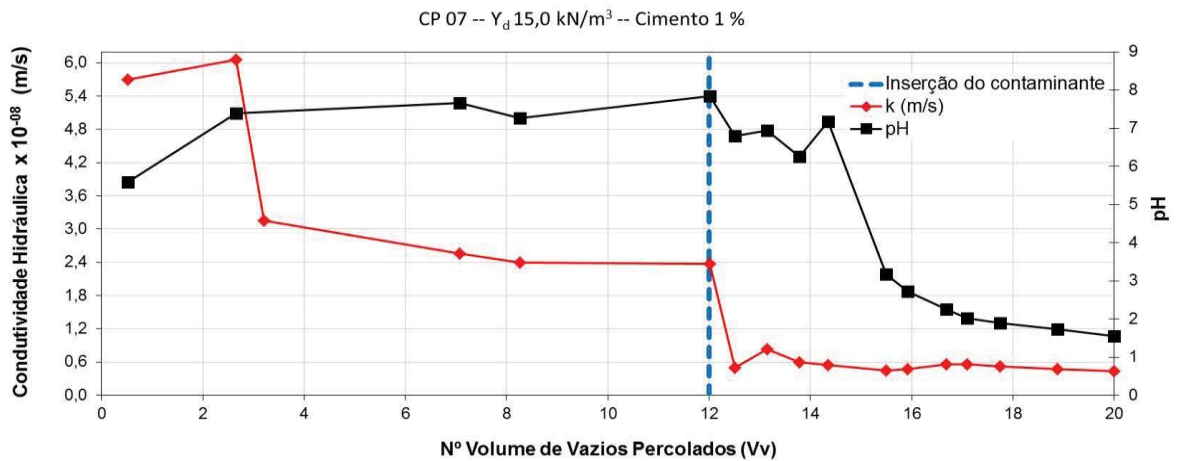
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 44 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP5.



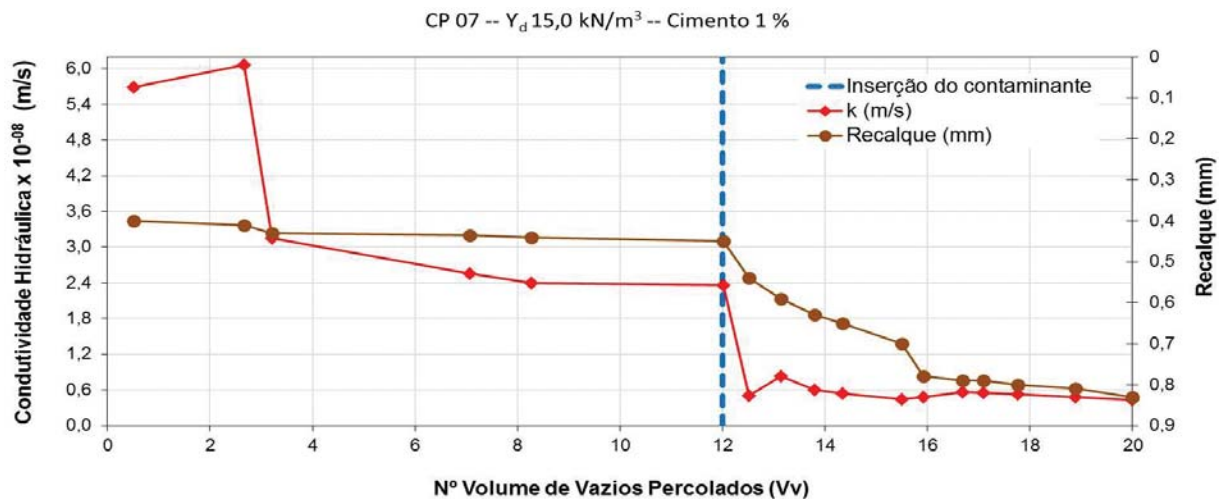
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 45 - Condutividade hidráulica x pH para o CP7.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 46 - Condutividade hidráulica x recalque para o CP7.



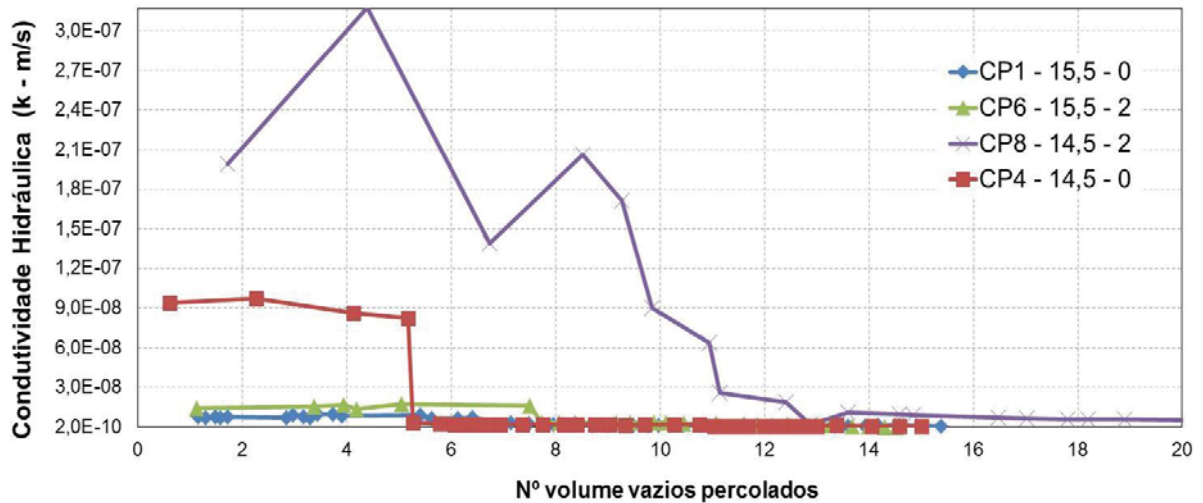
Fonte: Próprio Autor (2014).

As Figuras 47 e 48 reapresentam os gráficos de condutividade hidráulica combinados para os corpos de prova correspondentes os pontos fatoriais e pontos centrais do planejamento experimental, respectivamente.

A Tabela 5 apresenta os valores dos parâmetros medidos durante os ensaios, determinados ao final da fase de percolação com água destilada e ao final da fase de percolação ácida. Os valores de condutividade hidráulica ( $k$ ), recalque ( $\Delta H/H$ ) e pH apresentados nesta tabela foram obtidos arbitrando-se como final de cada fase os volumes percolados de 15 volume de vazios para a fase ácida e de aproximadamente 5 volumes de vazios para a fase de percolação com água. Os dados apresentados nesta tabela foram utilizados como variáveis de resposta na análise estatística apresentada no item 4.4.

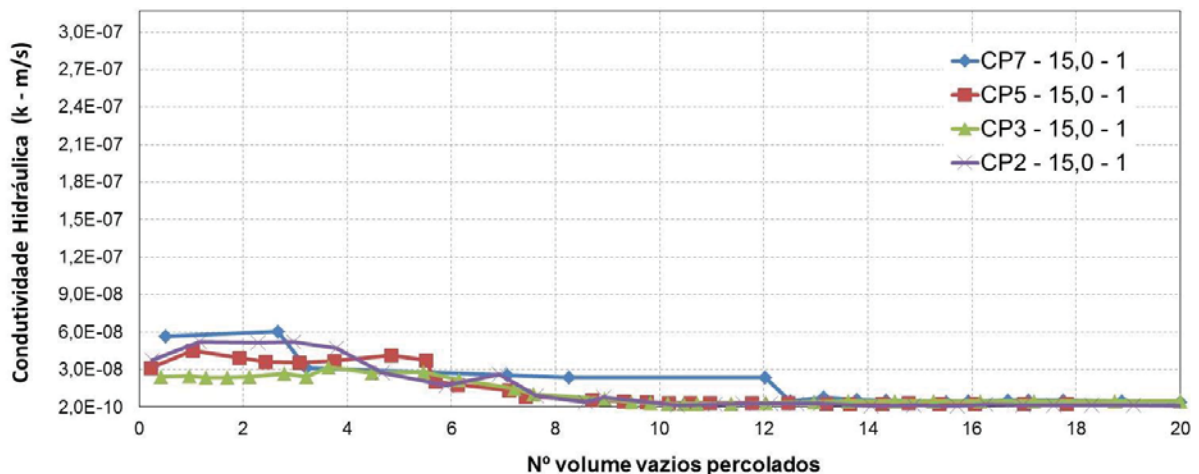


Figura 47 - Condutividade hidráulica dos CPs pertencentes aos pontos fatoriais.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 48 - Condutividade hidráulica dos CPs pertencentes aos pontos centrais.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Os resultados obtidos apresentaram boa repetibilidade durante a condução dos ensaios, principalmente para a fase de percolação ácida. Observou-se uma maior variação da condutividade hidráulica durante a percolação com água. Durante a percolação ácida, todos os corpos de prova reduziram a condutividade hidráulica estabilizando até a parada do ensaio.

Os resultados apresentados na Figura 47 referente aos pontos fatoriais variaram mais como o esperado devido a diferença entre os fatores testados. O CP8 deste grupo apresentou valores maiores de condutividade hidráulica durante a fase de percolação com água, provavelmente pela menor densidade e presença de cimento, favorecendo valores maiores de condutividade hidráulica. O CP4 também apresentou comportamento semelhante, considerando a mesma densidade de compactação e sem adição do cimento. Já a fase de

percolação ácida para os dois corpos de prova citados, o incremento do recalque pode ter reduzido os vazios do solo, reduzindo conseqüentemente a condutividade hidráulica, resultado este observado para todos os corpos de prova ensaiados. Já os CPs que compreendem os pontos centrais e suas repetições, apresentados na Figura 48, os resultados ficaram dentro da mesma ordem de grandeza, tanto para a fase de percolação com água quanto na fase ácida, representando uma boa repetibilidade dos resultados obtidos.

Tabela 5: Valores da condutividade hidráulica, do recalque e pH ao final de cada fase do ensaio.

Corpo de Prova	Peso Específico (kN/m <sup>3</sup> )	Cimento (%)	k (m/s)		$\Delta H/H$		pH	
			Água	Ácido	Água	Ácido	Água	Ácido
CP4	14,50	0	8,28E-08	7,72E-10	1,29	2,41	5,57	0,74
CP8	14,50	2	1,71E-07	9,31E-09	1,85	2,53	9,53	0,99
CP1	15,50	0	9,26E-09	1,02E-09	0,33	0,83	4,30	0,87
CP6	15,50	2	1,60E-08	3,54E-10	0,50	0,61	11,42	2,09
CP2	15,00	1	2,63E-08	1,34E-09	0,91	3,34	7,38	1,27
CP3	15,00	1	2,84E-08	5,03E-09	0,43	0,92	7,23	0,98
CP5	15,00	1	3,75E-08	3,09E-09	0,26	0,71	7,53	0,99
CP7	15,00	1	2,37E-08	4,47E-09	0,45	0,70	7,84	3,18

Pode-se observar que, de forma consistente, todos os corpos de prova apresentaram redução da condutividade hidráulica com a percolação da solução ácida. O recalque e o pH também seguiram esta tendência, o primeiro aumentando conforme a percolação ácida prosseguia e o segundo reduzindo drasticamente a partir da introdução do contaminante ácido.

Para deixar mais claro o padrão observado, a Tabela 6 apresenta a variação da condutividade hidráulica (k), do recalque ( $\Delta H/H$ ) e do pH, em termos do quociente entre os valores inicial e final de cada parâmetro, separadamente para a fase de percolação com água destilada e para a fase de percolação ácida. Como valores finais da fase ácida foram considerados aqueles correspondentes ao volume percolado de 15 volumes de vazios. O final da fase de percolação com água correspondeu à percolação de aproximadamente 5 volumes de vazios. Os dados apresentados nesta tabela também foram utilizados como variáveis de resposta na análise estatística apresentada no item 4.3. A Figura x apresenta o gráfico de barras comparando a diferença nos parâmetros para o início e fim da percolação ácida.

Tabela 6: Variação da condutividade hidráulica, do recalque e do pH em cada fase do ensaio (valor inicial/valor final).

Corpo de Prova	Peso Específico (kN/m <sup>3</sup> )	Cimento (%)	k		$\Delta H/H$		pH	
			Água	Ácido	Água	Ácido	Água	Ácido
CP4	14,50	0	1,14	107,13	1,01	1,87	0,31	7,53
CP8	14,50	2	1,16	18,42	1,03	1,37	1,09	5,81
CP1	15,50	0	1,18	9,07	1,18	2,52	1,01	4,94
CP6	15,50	2	1,13	26,34	1,11	1,22	0,85	5,46
CP2	15,00	1	1,44	19,64	4,33	3,67	1,09	5,81
CP3	15,00	1	1,16	5,65	1,10	2,14	1,11	7,38
CP5	15,00	1	1,18	12,15	1,18	2,73	1,03	7,61
CP7	15,00	1	2,40	5,30	1,13	1,56	1,41	2,47

Na Tabela 6, o valor correspondente ao corpo de prova CP4 apresentou uma variação da condutividade hidráulica na fase de percolação ácida muito acima da média observada para os demais ensaios, o que torna este valor um potencial dado espúrio. Embora o resultado deste ensaio não tenha sido descartado, todas as análises subsequentes que envolvam este dado dever ser vistas com cautela.

Em geral, os resultados mostrados nas Tabelas 5 e 6 e nas Figuras 29 a 44 indicam uma variação muito menor dos parâmetros medidos (k,  $\Delta H/H$  e pH) durante a fase de percolação com água em comparação com a fase de percolação ácida. Durante a percolação com água destilada, em média, a condutividade hidráulica aumentou 1,31 vezes; o recalque aumentou 1,51 vezes e o pH reduziu 0,99 vezes. Já para a percolação ácida, em média, a condutividade hidráulica reduziu 25,46 vezes, o recalque aumentou 2,14 vezes e o pH reduziu 5,88 vezes desde o início da fase de percolação ácida. É notável a diferença entre o início e fim do ensaio principalmente para a condutividade hidráulica e o pH, sugerindo que as reações físico-químicas de interação entre o solo e o líquido percolante ocorreram com intensidade, interferindo diretamente nos parâmetros medidos. A diferença nos recalques, observada entre o início e o fim da percolação com água, reflete o efeito isolado da carga aplicada na redução do índice de vazios. A partir do início da percolação ácida, os recalques medidos refletem o efeito combinado da carga estáticos e da interação da solução ácida com a mistura compactada. Todos os corpos de prova atingiram a estabilização do recalque ao final da percolação com água, sendo os recalques imediatos, ou seja, aqueles medidos na aplicação da carga, a maior contribuição para o recalque total medido nesta fase da percolação. O início

da fase ácida determinou um aumento notável na taxa de recalque. Também nesta fase, a estabilização foi observada no final do ensaio para todos os corpos de prova ensaiados.

De forma geral, os resultados obtidos no presente trabalho são consistentes com outros relatos na literatura, para condições experimentais semelhantes. Yanful et al. (1995) analisaram a condutividade hidráulica duas misturas solo-bentonita, uma com solo carbonático e outra com solo siltoso, percoladas com água e drenagem ácida de mineração (DAM), com pH inicial de 2,5. Os ensaios foram realizados em permeâmetro de parede rígida sobre amostras (50 mm de diâmetro e 20 mm de altura), com índices de vazios variando entre 0,60 e 0,65 (menores do que os utilizados na presente pesquisa). As amostras foram permeadas com água destilada até que os valores de condutividade hidráulica estabilizassem, o que ocorreu após aproximadamente três volumes de vazios de permeação com água. Na sequência, o líquido percolante foi substituído pela DAM e os ensaios prosseguiram até que fosse atingida uma percolação final de aproximadamente 27 volumes de vazios. A duração de cada ensaio foi de aproximadamente 8 meses. O valor médio de condutividade hidráulica obtido por Yanful et al. (1995) para a permeação com água foi de  $5 \times 10^{-09}$  cm/s para o solo carbonático e  $3 \times 10^{-09}$  cm/s para o solo siltoso. Após a mudança do percolante para DAM, o solo carbonático permaneceu com a condutividade hidráulica estável por pelo menos dois volumes de poros e então começou a aumentar até atingir um valor médio de  $2 \times 10^{-08}$  cm/s. Já o solo siltoso experimentou um decréscimo gradual em k após a mudança do percolante para DAM. A condutividade hidráulica caiu para  $1 \times 10^{-09}$  cm/s ao final dos ensaios.

Segundo Francisca e Glatstein (2010), alterações da permeabilidade podem estar relacionadas aos processos de expansão/contração de minerais expansivos; preenchimento mineral dos poros do solo e bioatividade. Ainda, a substituição de íons por cátions mais altamente carregadas e/ou o aumento da concentração iônica normalmente aumentam a espessura de camada dupla, aumentando a condutividade hidráulica do solo (FRANCISCA; GLATSTEIN, 2010).

Portanto, a percolação de lixiviados ácidos, caracterizados por uma elevada concentração iônica, deve, em geral, aumentar a condutividade hidráulica do solo. No entanto, este mecanismo pode ser desprezado no caso em estudo, sendo relevante apenas para solos de alta porosidade ou recém-compactados (MITCHELL; SOGA, 2005). Por outro lado, a diminuição da condutividade hidráulica com o tempo de permeação indica que outros mecanismos (por exemplo, preenchimento dos poros) exercem maior influência sobre o comportamento hidráulico (FRANCISCA; GLATSTEIN, 2005).

### 4.3 Comportamento reativo

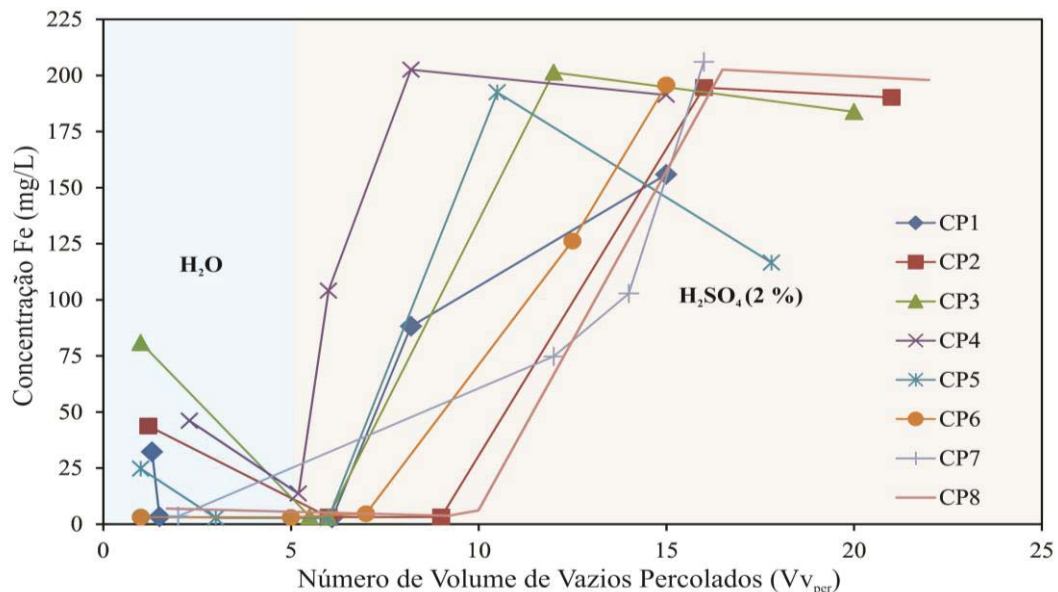
A análise do comportamento reativo foi desenvolvida com base no estudo do monitoramento da solução contaminante durante os ensaios de percolação e no cálculo dos parâmetros de transporte para as combinações dos fatores ensaiados.

#### 4.3.1 Monitoramento da solução ácida percolada

A contaminação do solo por metais junto com a drenagem ácida é um grande problema ambiental. Os íons lixiviados junto com a solução ácida podem ser trocados principalmente devido a troca de cátions do solo com  $H^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$  e  $NH_4^+$ , provenientes da drenagem ácida (LIAO et al., 2005).

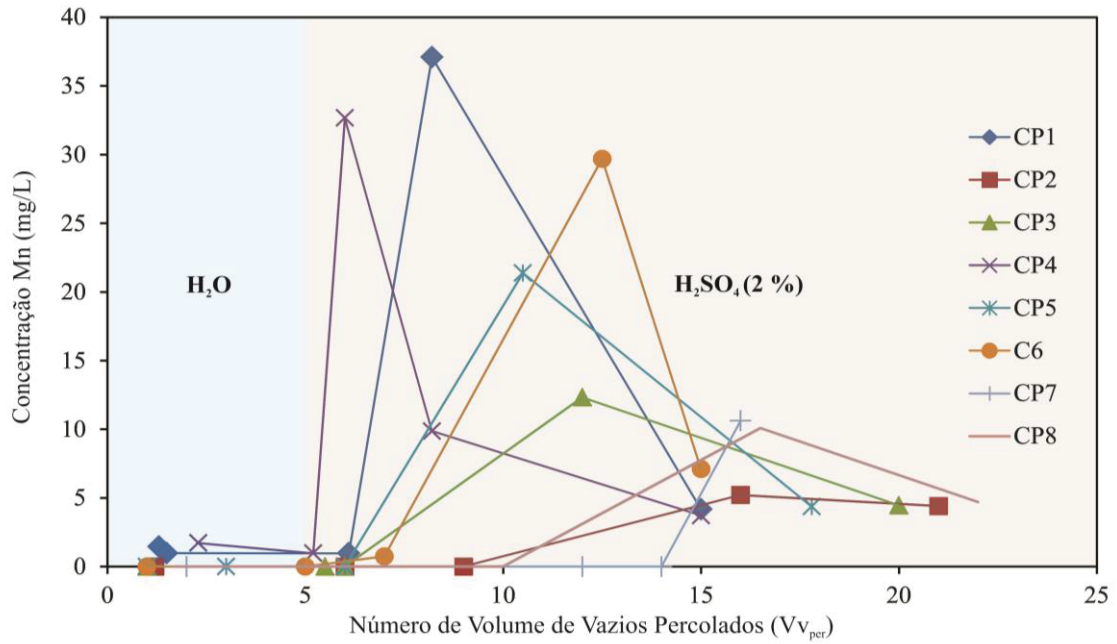
No presente trabalho, a percolação dos corpos de prova por água destilada e pela solução ácida foi monitorada ao longo do tempo de ensaio. Ao todo, cinco amostras do líquido percolado foram coletadas para cada corpo de prova, sendo duas na fase de percolação com água e outras três na fase de percolação ácida. Os parâmetros monitorados foram Fe, Mn e Ca e K. Estes parâmetros foram determinados considerando os sítios de troca presentes no solo em estudo, mais o cálcio em função do cimento adicionado ao solo. As Figuras 49, 50, 51 e 52 apresentam o resultado do monitoramento destes quatro elementos, Fe, Mn, Ca e K, respectivamente.

Figura 49 - Monitoramento do Ferro (Fe) nas soluções percoladas.



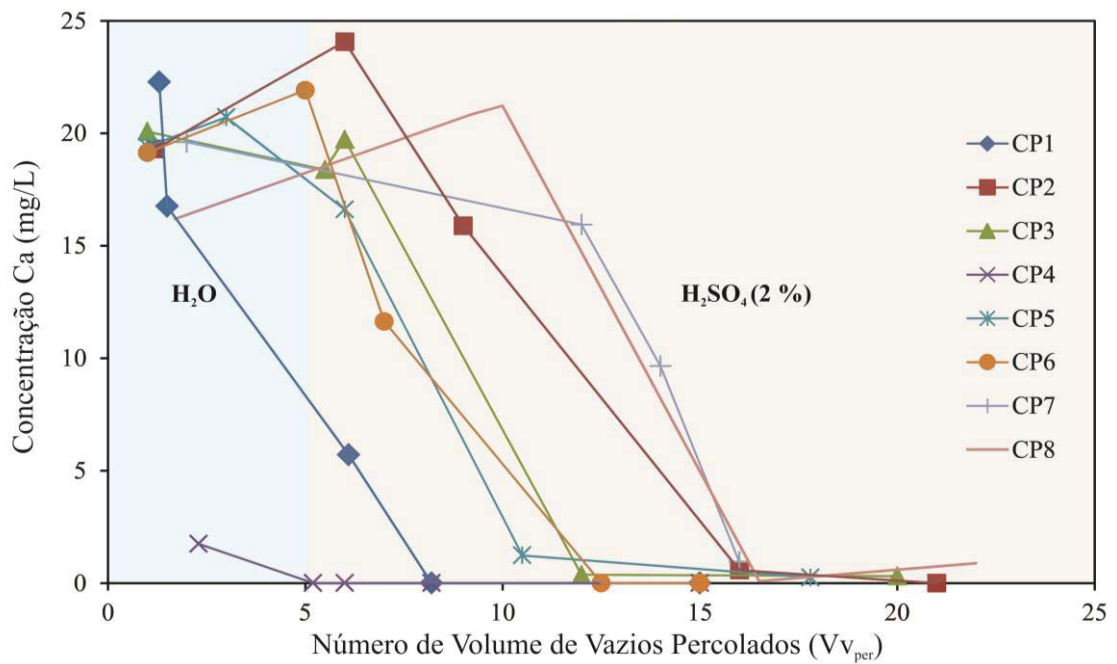
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 50 - Monitoramento do Manganês (Mn) nas soluções percoladas.



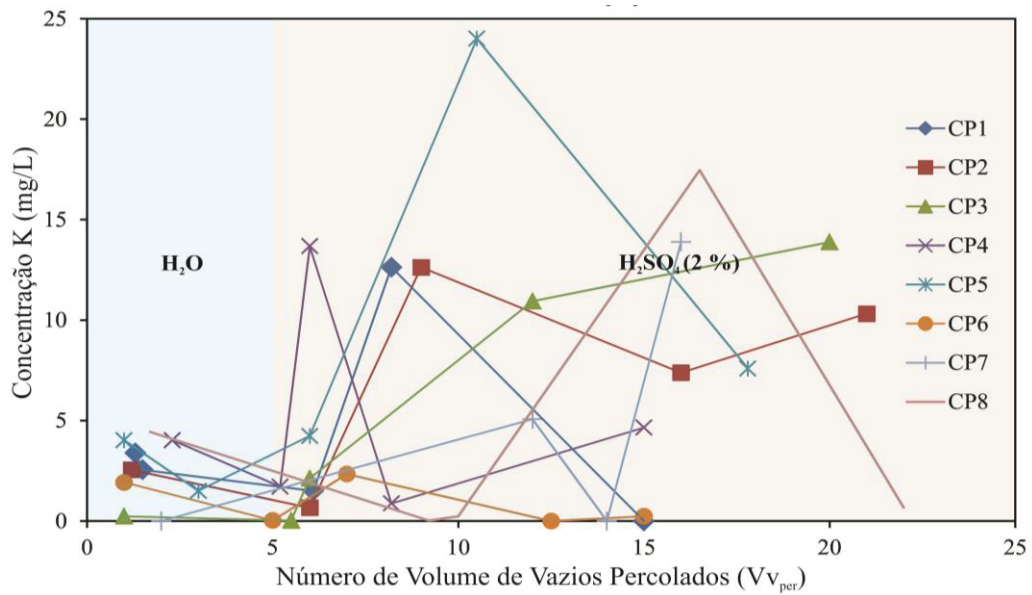
Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 51 - Monitoramento do Cálcio (Ca) nas soluções percoladas.



Fonte: Próprio Autor (2014).

Figura 52 - Monitoramento do Potássio (K) nas soluções percoladas.



O comportamento da lixiviação de ferro, mostrado na Figura 49, foi semelhante para todos os corpos de prova. Durante a percolação com água, alguns corpos de prova apresentaram um pico de concentração de ferro logo na primeira análise, tendendo a zero até o final do ensaio com água. Para a fase ácida, houve a liberação de Fe em todos os corpos de prova. Até 10 volumes de vazios percolados, os CPs 4 e 5 já haviam atingido a concentração de 100 mg/L de ferro na solução percolada. Até o final do ensaio a concentração para todos os corpos de prova atingiu a concentração de 200 mg/L, exceto para o CP5. Como a solução ácida percolante não apresentava qualquer concentração de ferro, todo o ferro liberado veio do solo. Assim como o Fe, houve a liberação de Mn do solo durante a percolação ácida, conforme mostra a Figura 50. Não foram observados valores expressivos durante a fase de percolação com água. Tanto corpos de prova com cimento (CP5 e CP6, por exemplo), como sem cimento (CP1 e CP4, por exemplo) apresentaram picos de liberação de Mn logo após a percolação ácida, não evidenciando qualquer efeito da presença do cimento na lixiviação do manganês. O monitoramento do cálcio (Figura 51) apresentou liberação inicial logo a percolação de água para os corpos de prova sem adição de cimento, reduzindo as concentrações durante a percolação ácida até chegar a zero para todos os corpos de prova analisados. Este resultado sugere que o fluxo de água promove o carreamento do Ca que ainda não hidratou. Após a percolação ácida, o Ca presente reagiu com o ácido sendo liberado em menor quantidade. O monitoramento do potássio (Figura 52) apresentou resultados semelhantes ao do manganês com grande variabilidade entre os corpos de prova, em especial durante a fase ácida.

### 4.3.2 Fator de Retardamento

Os valores de  $R_d$  obtidos para os 8 ensaios realizados são apresentados na Tabela 7.

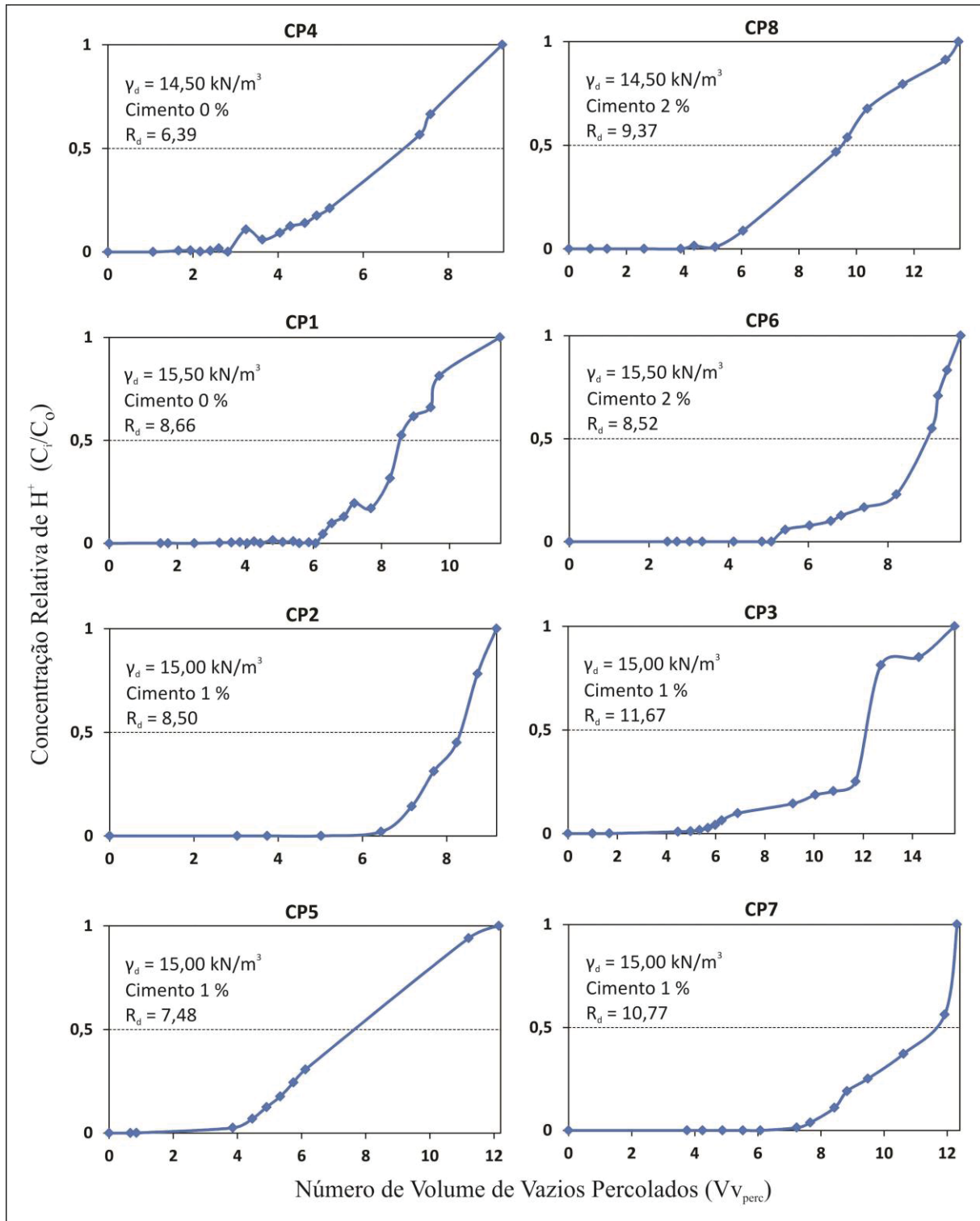
Tabela 7: Fator de Retardamento para corpos de prova avaliados.

Corpo de Prova (CP)	Peso Específico (kN/m <sup>3</sup> )	Cimento (%)	Fator de Retardamento ( $R_d$ )
CP4	14,50	0	6,39
CP8	14,50	2	9,37
CP1	15,50	0	8,66
CP6	15,50	2	8,52
CP2	15,00	1	8,50
CP3	15,00	1	11,67
CP5	15,00	1	7,48
CP7	15,00	1	10,77

Em princípio, estes valores poderiam ser utilizados como indicadores das características reativas das misturas compactadas, com e sem cimento. Contudo, nota-se uma grande dispersão entre os resultados obtidos, o que não permite estabelecer qualquer relação de causa e efeito entre a adição de cimento Portland e a reatividade do meio. Vale ressaltar que os resultados apresentados na Tabela 7 foram determinados para a fase ácida de percolação. Como a metodologia utilizada para determinação de  $R_d$  é válida apenas para concentrações, o pH medido foi convertido para concentração de  $H^+$ , permitindo desta forma a construção da curva característica de transporte e a obtenção do fator de retardamento através da área acima da curva (MONCADA, 2004; COSTA, 2002). A Figura 53 apresenta as curvas características de transporte (*breakthrough curve*) para os corpos de prova ensaiados.



Figura 53 - Curvas características de transporte e fator de retardamento.



Fonte: Próprio Autor (2014).

#### 4.4 Análise estatística: Influência do teor de cimento e do peso específico seco

Os resultados da Análise de Variância (ANOVA), realizada a partir dos dados apresentados nas Tabelas 5 e 6, estão apresentados na Tabela 8. Esta análise teve como objetivo verificar a significância estatística dos efeitos dos fatores de controle (teor de cimento e pesos específico seco) sobre as variáveis de resposta obtidas nos ensaios previstos no programa experimental. Na Tabela 8, os resultados da análise são representados pelo *valor-p* (ver definição no item 3.5.7). Foram considerados significativos os efeitos que apresentaram um *valor-p* menor ou igual a 0,05.

As variáveis de resposta analisadas são: relação entre condutividades hidráulicas medidas no início e final da fase de percolação ácida ( $k_5/k_{15}$ ); condutividade hidráulica medida ao final da percolação ácida, correspondente ao volume percolado de 15 volumes de vazios ( $k_{15}$ ); relação entre recalques medidos no início e final da percolação ácida ( $\rho_5/\rho_{15}$ ); recalque medido ao final da percolação ácida, correspondente ao volume percolado de 15 volumes de vazios ( $\rho_{15}$ ); relação entre valores de pH medidos no início e final da fase de percolação ácida ( $pH_5/pH_{15}$ ); valor de pH medido ao final da percolação ácida, correspondente ao volume percolado de 15 volumes de vazios ( $pH_{15}$ ); e fator de retardamento ( $R_d$ ).

Tabela 8: Resultado da Análise de Variância (ANOVA).

Efeito	$k_5/k_{15}$	$k_{15}$	$\rho_5/\rho_{15}$	$\rho_{15}$	$pH_5/pH_{15}$	$pH_{15}$	$R_d$
	<i>valor-p</i>						
A = Peso Específico	0,007	0,077	0,799	0,267	0,580	0,815	0,739
B = % Cimento	0,013	0,097	0,391	0,971	0,817	0,383	0,518
Interação entre A e B	0,004	0,068	0,687	0,903	0,669	0,876	0,481

A análise de variância (ANOVA) somente identificou como significativos, para um nível de significância de 5 %, os efeitos principais do teor de cimento e do peso específico seco, e da interação entre ambos, sobre a variação da condutividade hidráulica na fase de percolação ácida ( $k_5/k_{15}$ ). Para um nível de significância de 10 %, também foram identificados efeitos significativos das variáveis de controle e da interação entre elas sobre a condutividade hidráulica medida ao final da percolação ácida ( $k_{15}$ ).

Todas as demais variáveis de resposta apresentadas na Tabela 8 não foram afetadas pelo teor de cimento, pelo peso específico seco ou pela interação entre ambos.

Deve-se ressaltar, no entanto, que a análise estatística realizada para a resposta ( $k_5/k_{15}$ ) pode ter sido distorcida pelo valor extremo medido para o ensaio CP4 (ver Tabela 6), conforme mencionado anteriormente. Portanto, os *valores-p* reais para esta análise são possivelmente superiores aos valores apresentados na Tabela 8.

Pode-se afirmar, no entanto, com razoável confiança, que os fatores de controle analisados influenciam o parâmetro condutividade hidráulica ( $k_{15}$ ) da mistura argilosa compactada percolada com solução ácida. Como o efeito do peso específico seco apresentou um valor ligeiramente menor de significância (*valor-p* 0,077) em comparação com o efeito do teor cimento (*valor-p* 0,097), pode-se inferir que o efeito do peso específico foi um pouco mais pronunciado.

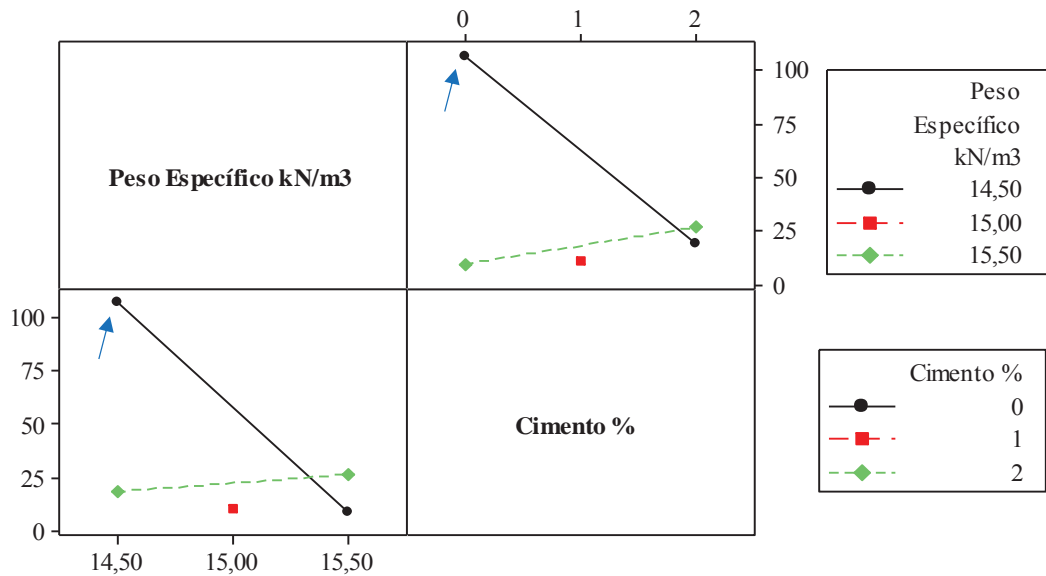
É importante salientar que a mesma análise estatística foi realizada para fase de percolação com água destilada, porém nenhuma das respostas avaliadas foi afetada significativamente pelos fatores de controle.

Na Figura 54 é apresentado o gráfico de interação entre fatores de controle para a variável de resposta  $k_5/k_{15}$ . Este gráfico mostra com maior clareza os efeitos principais e de interação dos fatores de controle: teor de cimento e peso específico seco. Neste gráfico, o ponto identificado por um quadrado vermelho representa a resposta média para as quatro repetições do ponto central do delineamento experimental.

A análise da Figura 54 é dificultada pela presença do ponto indicado pela seta na figura, o qual potencialmente representa um dado espúrio. No entanto, uma análise puramente qualitativa indica que, para o maior peso específico, a presença do cimento causa uma maior variação da condutividade hidráulica.

Estudos realizados por Lemos (2006), Knop (2007) e Korf (2011) mostraram que a adição de pequenas quantidades de cimento contribui para a redução da condutividade hidráulica em solos compactados, quando da percolação por contaminantes ácidos. Os resultados do presente trabalho, contudo, não permitem afirmar que a adição de até 2 % de cimento seja o fator determinante na redução da condutividade hidráulica, pois o peso específico de compactação teve influência considerável. De fato, a principal evidência obtida é que o efeito do cimento na variação da condutividade hidráulica depende do peso específico da mistura. Por exemplo, a maior condutividade hidráulica foi observada para o menor peso específico com 2 % de cimento.

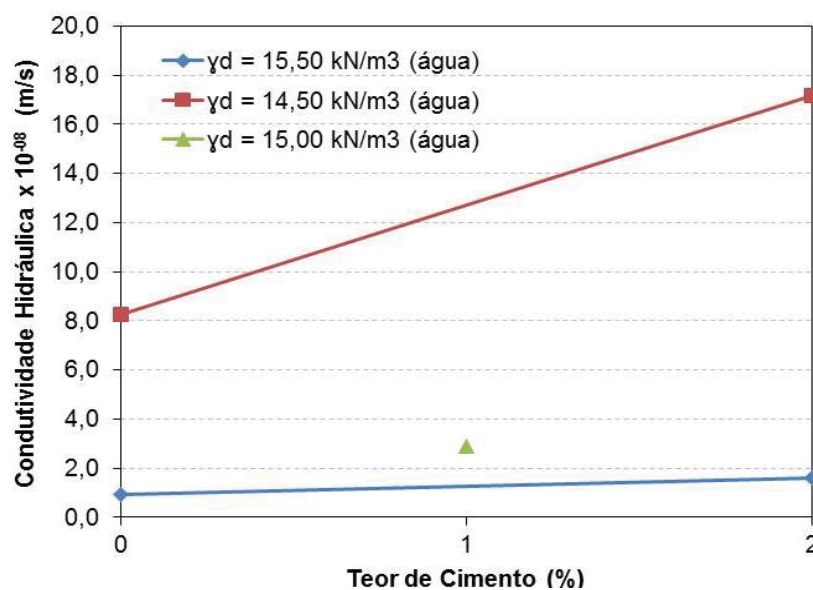
Figura 54 - Gráfico de interação para a variação da condutividade hidráulica na fase de percolação ácida ( $k_5/k_{15}$ ).



Fonte: Próprio Autor (2014).

A análise dos valores absolutos obtidos ao final de cada fase de percolação ( $k_5$  fase água e  $k_{15}$  fase ácida) permitiu avaliar as variações de condutividade hidráulica frente aos fatores de controle peso específico e teor de cimento. As Figuras 55 e 56 mostram a condutividade hidráulica ao final do ensaio com água e com ácido, respectivamente.

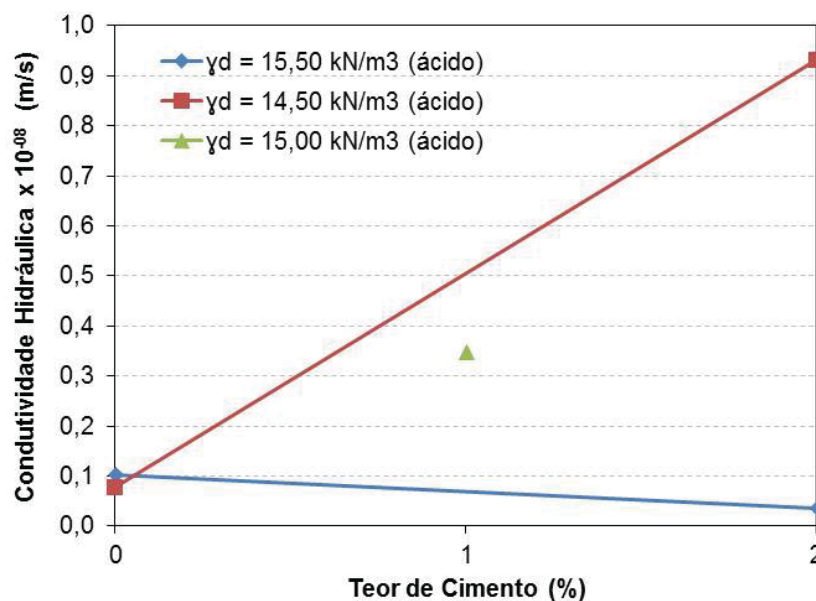
Figura 55 - Influência do peso específico e do teor de cimento no valor absoluto  $k_5$  para a fase de percolação com água.



Fonte: Próprio Autor (2014).

A análise da Figura 55 para a fase de percolação com água mostra que os ensaios com menor peso específico apresentaram maior variação da condutividade hidráulica quando adicionados os maiores teores de cimento. O mesmo comportamento foi observado durante a fase de percolação ácida (Figura 56), porém de forma mais pronunciada. Em geral, para o menor peso específico, a condutividade hidráulica aumentou com o teor de cimento. Já para o maior peso específico, o teor de cimento adicionado não fez a condutividade hidráulica variar de forma tão pronunciada, tanto na fase de percolação com água quanto com ácido. Esse resultado pode indicar que o cimento influenciou negativamente a condutividade hidráulica para o menor peso específico de compactação e teve pouca ou nenhuma influência para a maior densidade de compactação. Essa afirmação é válida tanto para a fase água e ácida de percolação.

Figura 56 - Influência do peso específico e do teor de cimento no valor absoluto  $k_{15}$  para a fase de percolação ácida.



Fonte: Próprio Autor (2014).

De qualquer forma, a adição de cimento Portland é importante na medida em que, a despeito do seu potencial efeito, positivo ou negativo, sobre a condutividade hidráulica, melhora a estabilidade da mistura, sendo esta função do fator água-cimento e da idade de cura (RYAN e DAY, 2002).

Com relação à ordem de magnitude da condutividade hidráulica, é possível afirmar que os valores obtidos são da mesma ordem de grandeza e se enquadram na faixa proposta por Daniel (1993) para barreiras compactadas ( $< 10^{-09}$  m/s). Porém, este valor de

condutividade hidráulica sugerido é referente a ensaios de percolação com água. Nos ensaios realizados no presente trabalho, apenas o CP1 atingiu valor inferior a  $10^{-09}$  m/s para a fase de percolação com água. Durante a percolação ácida, no entanto, todos os corpos de prova apresentaram valores iguais ou inferiores aos sugeridos por Daniel (1993).

## **CAPÍTULO 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Na sequência estão apresentadas as principais conclusões acerca do comportamento hidráulico e reativo da mistura solo-cimento para aplicação em barreiras de contenção de resíduos industriais e de mineração.

### **5.1 Conclusões**

- a) A condutividade hidráulica das misturas argilosas compactadas submetidas à percolação com água e com solução ácida, foi significativamente influenciada pela adição de cimento e pelo peso específico de compactação;
- b) Os valores de condutividade hidráulica sugeridos para barreiras compactadas na literatura ( $< 10^{-10}$  m/s) foram obtidos somente após a percolação ácida; na fase de percolação com água, os valores de condutividade hidráulica foram, em geral, superiores a  $10^{-10}$  m/s;
- c) A aplicação de carga vertical estática durante os ensaios pode explicar parcialmente a relação observada entre a diminuição da condutividade hidráulica e aumento do recalque durante a fase de percolação ácida dos corpos de prova;
- d) As variações do recalque e do pH durante a percolação ácida se mostraram consistentes com o comportamento esperado, indicando a ocorrência de reações físico-químicas entre o solo compactado e a solução ácida percolante, aspecto este corroborado pela análise química dos líquidos lixiviados.

### **5.2 Sugestão para trabalhos futuros**

- a) Repetir o programa experimental com repetição nos pontos fatoriais e adição de outros pontos afim de corroborar algumas das evidências produzidas no presente trabalho;
- b) Avaliar o efeito de outros fatores, tais como o teor de umidade de moldagem, a concentração da solução ácida e o nível de carregamento vertical.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

\_\_\_\_\_. **NBR 7182: Solo – Ensaio de Compactação.** Rio de Janeiro, 1986.

ACHTERBERG, E. P; HERZL, V. M. C.; BRAUNGARDT, C. B.; MILLWARD, G. E. Metal behavior in an estuary polluted by acid mine drainage: the role of particulate matter. **Environmental Pollution**, v. 121, n. 2, p. 283-292, 2003.

AKCIL, A.; KOLDAS, S. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and cases studies. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, n. 12-13, p. 1139-1145, 2006.

ALVES, M. E. **Atributos mineralógicos e eletroquímicos, adsorção e dessorção de sulfato em solos paulistas.** 2002. Tese de Doutorado. (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”) – Faculdade de Agronomia. Piracicaba – SP. 2002.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS - ASTM. **Standard Classification of Soils for Engineering Purposes: D2487.** Philadelphia. 1993. 11.p

ANDRADE, R.P., FIGUEIREDO B. R.; MELLO J. W.V.; SANTOS J. C.Z.; L. U. ZANDONADI. Control of Geochemical Mobility of Arsenic by Liming in Materials Subjected to Acid Mine Drainage. **Soils, Section 3: Remediation and management of contaminated or degraded lands.** 2008.

AUSTIN, T. **Landfill-cover conflict.** Civil Engineering, New York, v. 62, n. 12, p. 70-71, 1992.

BASSO, J. B. **Transporte e retenção K, Cu e Cl em uma mistura compactada de solos lateríticos para uso em barreiras selantes: Procedimentos de homogeneização da mistura e adaptações em equipamento de percolação em colunas.** 2003. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade de São Carlos, São Paulo - SP, 2003.

BASTOS, C. A. B.; SOUZA, E. W.; CAMARGO, K. R. Avaliação da permeabilidade de solos compactados do litoral sul do rio grande do sul e adjacências para o uso como barreiras impermeáveis em obras de aterro de resíduos. In: 12º CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA D ENGENHARIA E AMBIENTAL, 2008, Pernambuco. **Anais...** Pernambuco: ABGE, 2008. CD-ROM.

BEDIN, J. **Estudo do comportamento geomecânico de resíduos de mineração. 2010.** Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

BERMEA, O. M.; IVAREZ, E. H. A.; GASO, I.; SEGOVIA, H. Heavy Metal Concentrations in Surface Soils from Mexico City. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.** v. 68, p. 383-388, 2002.

BITAR, O. Y.; **Avaliação da Recuperação de Áreas Degradadas por Mineração na Região Metropolitana de São Paulo.** 1997. Tese de Doutorado. (Escola Politécnica da Universidade de São Paulo) – Departamento de Engenharia de Minas. São Paulo – SP. 1997.



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

BRAGA, R. M. Q. L.; COSTA, M. L.; BOSCOV, M. E. G. Avaliação da Compatibilidade entre uma Camada de Solo Compactado e uma Solução de Hidróxido de Sódio. 2007. In: VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO 2007. Recife. **Anais...** Recife: ABMS/IGS-Brasil, 2007. CD-ROM.

BRODERICK, G. P.; DANIEL, D. Stabilizing compacted clay against chemical attack. **Journal of Geotechnical Engineering**, New York, ASCE, v. 116, n. 10, p. 1549-1567, 1990.

CAMPANER V.P.; LUIZ-SILVA W.; Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil. **Química Nova**. v. 31 n. 1 pag. 146-152, 2009.

CASAGRANDE, J. C.; ALLEONI, L. R. F. CAMARGO, O. A.; BORGES, M. Adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 51-59, 2003.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL. Decisão de diretoria nº 195-2005-E. 2005. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/Tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/Tabela_valores_2005.pdf)>. Acesso em 28. junho. 2006.

CHAO, T. T.; HARWARD, M. E.; FNAG, S. C.. Adsorption and desorption phenomena of sulfate ions in soils. **Soil Science of America7 Proceedings**, v. 26, 1962.

CHEN, C.; CHIOU I. Remediation of Heavy Metal-Contaminated Farm Soil Using Turnover and Attenuation Method Guided with a Sustainable Management Framework. **Environmental Engineering Science**. v. 25, n. 1, 2008.

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

COSTA, C. A. DOS S. **Mineralização de enxofre e adsorção de sulfato em solos**. 1980. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Agronomia – Solos) – Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1980.

DANIEL, D. E. Clay liners. In: **Geotechnical practice for waste disposal**. London: Chapman & Hall, 1993. p. 33-65.

DANIEL, D. E.; KOERNER, R. M. Waste containment facilities: **Guidance for construction, quality assurance and quality control of liner and cover systems**. New York, ASCE, 1995. p. 354.

DANIELS, W. L.; STEWART, B. R. Physical and chemical properties of coal refuse from Southwest Virginia. **Journal of Environmental Quality**. n. 21, p. 635-642, 1992.

DAS, B. K.; ROY, A.; KOSCHORRECK, M.; MANDAL, M. S.; WENDT-POTTHOFF, K.; BHATTACHARYA, J. Occurrence and role of algae and fungi in acid mine drainage environment with special reference to metals and sulfate immobilization. **Water Research**, v. 43, p. 883-894, 2009.

DOS SANTOS, V. C. **Equipamento de coluna para ensaio de condutividade hidráulica de longa duração com aplicação de carga vertical**. 2013. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo – RS, 2013.

ELZAHABI, M.; YONG, R. N. pH Influence on sorption characteristics of heavy metal in the vadose zone. **Engineering Geology**. v.60, p. 61-68, 2001.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA — EMBRAPA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

EQUEENUDDIN, S. M.; TRIOATHY, S.; SAHOO, P. K.; PANIGRAHI, M. K. Hydrogeochemical characteristics of acid mine drainage and water pollution at Makum Coalfield, India. **Jornal of Geochemical Exploration**, p.8, 2010.

FAVARETTI, M.; MORACI, N.; PREVIATELLO, P. Effects of Leachate on the hydraulic and Mechanical Behavior of Clay Liners In 1 st Congress on Environmental Geotechnics. **Proceedings...**Edmonton, Alberta, Canadá, 1994. p. 221-226.

FERNANDEZ, F. & QUIGLEY, R.M. Interactions by Application of Effective Stresses. **Canadian Geotechnical Journal** 28 (3), 1991. p. 388-398.

FRANCISCA, F.M.; GLATSTEIN, D.A. Long term hydraulic conductivity of compacted soils permeated with landfill leachate. **Applied Clay Science**, n. 49, p. 187-193, 2010.

GRIM, R. E. Clay Mineralogy. New York, **Macmillan Publishing Company**, 1953, p. 348.

HAMOI, N.; SRASRA, E. Hydraulic conductivity study of compacted clay soils used as landfill liners for an acidic waste. **Waste Management**, v. 33, p. 60-66, 2012.

JESUS, S. C. **Difusão De Zinco Em Camada Compactada De Solo Residual De Gnaisse**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geotecnia – Departamento de Engenharia Civil): Universidade Federal de Viçosa, Viçosa MG, 2004.

JESUS, S. C.; ALVES, G. M.; GUIMARÃES, L.; AZEVEDO, I. Determinação de parâmetros de transporte de metais em solo residual compactado considerando calagem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 6., 2008, Recife. **Anais...** Recife: ABMS, 2008. CD-ROM.

KACZMAREK, M.; HUECKEL, T.; CHAWLA, V.; IMPERIALI, P. Transport Through a Clay Barrier with the Contaminant Concentration Dependent Permeability. **Transport in Porous Media** 29. p. 159-178, 1997.

KALTEZIOTIS, N.; SARSBY, R. W.; ZERVOGIANNIS, H. Compacted clay for landfill liners. **In: XII International Conference on soil mechanics and foundation engineering**, New Delhi. Proceeding. v. 4, p. 1591-1594, 1994.

KNOP, A. **Estudo do comportamento de liners atacados por ácido sulfúrico**. 2007. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

KNOP, A.; VANGULCK, J.; HEINECK, K. S.; CONSOLI, N. C. Compacted artificially cemented soil–acid leachate contaminant interactions: Breakthrough curves and transport parameters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 155, n. 1-2, p. 269-276, 2008.

KORF, E. P. Comportamento hidráulico e reativo de uma mistura solo-cimento para aplicação em barreiras impermeáveis de contenção de resíduos ácidos contendo chumbo e cádmio. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Meio Ambiente) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. **Soil mechanics, Si version**. New York: John Wiley, 1979. 553p.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. Hazardous Waste Management. **McGraw-Hill**, Inc. Singapore, p. 1146, 1994.

LEMOS, R. G. **Estudo do comportamento hidráulico, mecânico e químico de barreiras hidráulicas verticais, compostas por solo residual, bentonita e cimento sob ação de substâncias agressivas**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

LESTAN, D.; CHUN-LING, L.; XIANG-DONG, L. The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils: A review. **Environmental Pollution**. v.153, p. 3-13, 2008.

LIAO, B.; GUO, Z.; PROBST, A.; PROBST, J-L. Soil heavy metal contamination and acid deposition: experimental approach on two forest soils in Hunan, Southern China. **Geoderma**. v. 127, p. 91-103, 2005.

LO, I. M. C.; ZHANG, J.; HU, L.; SHU, S. Effect of soil stress on cadmium transport in saturated soils. **Practice periodical of hazardous, toxic and radioactive waste management**, v.7, n. 3, 2003.

MADSEN, F. T.; MITCHELL, J. K. Chemical effects on clay hydraulic conductivity and their determination. **Mitteilungen des Institutes für Grundbau und Bodenmechanik**, Eidgenössische Technische Hochschule Zurich, Zurich, p. 135, 1989.

MANASSERO, M.; BENSON, C. H. e BOUAZZA, A. Solid Waste Containment Systems. International Conference on Geotechnical & Geological Engineering-GeoEng 2000. November Melbourne, Australia, p. 19-24, 2000.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 4ª Ed., Porto Alegre: Evangraf, 2010.

MITCHELL, J. K.; SOGA, K. **Fundamentals of Soil Behavior**, 3rd Edition. John Willey & Sons, New York. 2005.

MONCADA, M. P. H. **Estudo em laboratório de características de colapso e transporte de soluto associadas à infiltração de licor cáustico em um solo laterítico**. 2004. Dissertação de Mestrado (Programa de pós-graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments**. 5.ed. New York: John Wiley & Sons, 2001. p. 684.

NASCENTES, C.R. **Coefficiente de dispersão hidrodinâmica e fator de retardamento de metais pesados em solo residual compactado**. 2003. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2003.

NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**. 2006. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal Viçosa, Viçosa-MG, 2006.

NIETO, J. M.; SARMIENTO, A. M.; OLÍAS, M.; CANOVAS, C. R.; RIBA, I.; KALMAN, J.; DELVALLS, T. A. Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. **Environmental International**, v. 33, p. 445-455, 2007.

NOBRE, M. M. N.; NOBRE, R. C. M. PEREIRA, P. A.; PEREIRA, E. A. Ensaio de Laboratório para Garantia de Qualidade da Execução de uma Barreira Reativa Permeável. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 6., 2007, Recife. **Anais...** Recife: ABMS, 2007. CD-ROM.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. 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](http://www.scielo.br/pdf/esa/v9n3/v9n3a07.pdf)>. Acesso em: 12 setembro 2013.

PAGANI, B. R. **Estudo de Misturas Solo-Cimento-Bentonita-Fibra para Uso em Barreiras Verticais de Contenção de Contaminantes**. 2007. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre, 2007.

PINHEIRO, A. C.; GAIDZINSKI, R.; SOUZA, V. P. Utilização de Bactérias Redutoras de Sulfato para o tratamento biológico de efluentes provenientes da indústria da mineração de carvão. In: XVI JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA. CETEM/MCT, 2008.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos: com exercícios resolvidos**. 3ª Ed., São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

ROWE, R. K. Contaminant migration through groundwater – the role of modeling I the desing of barriers. Eleventh Canadian Geotechnical Colloquium. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 25, p. 778-798, 1988.

ROWE, R. K.; QUIGLEY, R.M.; BOOKER, J.R. Clayey barrier systems for waste disposal facilities. E&FN Spon: London –EUA, 1995. p. 390.

ROWE, R.K. (Coord.) **Geotechnical and geoenvironmental engineering handbook**. Boston: Kluwer Academic, 2001. p. 1088.

RYAN, C. R.; DAY, S. R. Soil-cement-bentonite slurry walls, 2002. Disponível em< [www.geo-solutions.com/pdfs/TP-ASCE-scb2002.pdf](http://www.geo-solutions.com/pdfs/TP-ASCE-scb2002.pdf)> Acesso em 23 de outubro de 2011.

SHACKELFORD, C. D. Critical Concepts for Column Testing. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 120, n. 10, p. 1804-1828, 1994.

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

SILVEIRA, R. N. P. O.; SOUZA, R. F. C.; BRAGA, R. M. Q. L.; BOSCOV, M. E. G.; COSTA, M. L. Estudo da Permeabilidade de uma Camada de Solo Compactado como Impermeabilização de Fundo de Bacias de Disposição da Lama Vermelha em Barcarena-PA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DO SOLO E ENGENHARIA GEOTÉCNICA - COBRAMSEG, 6., 2007, Vale do Itajaí. **Anais...** Vale do Itajaí: ABMS, 2008. CD-ROM.

SOUZA, R. F. C. **Migração de poluentes inorgânicos em Liners Compostos**. 2009. Dissertação de Mestrado (Mestrado - Programa de Pós-Graduação/Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 2009.

SRACEK, O.; GZYL, G.; FROLIK, A.; KUBICA, J.; BZOWSKI, Z.; GWOZDZIEWICZ, M.; KURA, K. Evaluation of the impacts of mine drainage from a coal waste pile on the surrounding environment at Smolnica, southern Poland. **Environmental Monitoring Assess.** 2009.

STAVRIDAKIS, E. Preservation and Assessment of Clay Influence on Engineering Parameters of Cement – Treated Clayey Mixtures. EJDE vol. 10, Bundle A, 2005. Disponível em: <http://ejge.com/2005/Ppr0508/Ppr0508.htm>. Acesso em: 10 de outubro de 2011.

STRECK, E. V.; KAMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre - RS: EMATER/RS, 2008. p. 222.

WOWK, G. I. T. H.; MELO, V. de F.; Avaliação do nível de chumbo, em solo de várzea, proveniente da reciclagem de baterias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 613-622, 2005.

YANFUL, E. K; SHIKATANI, K. S.; QUIRT, D. H. (1995) Hydraulic conductivity of natural soils permeated witc mine drainage. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 32, p. 624-646, 1995.

YOUNG, R. N.; TAN, B. K.; BENTLEY, S. P.; THOMASc, H. R. (1999) Competency assessment of two clay soil from South Wales for Landfill liner contaminant attenuation. **Quarterly Journal of Engineering Geology**, v. 32, p. 261-270, 1999.

ZHANG, K.; CHEN, Y.; DENG, F.; TIAN, Q. Retention of clay-solidified grouting curtain to Cd<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup> and Hg<sup>2+</sup> in landfill of municipal solid waste. **Journal Century South University Technology**, v. 11, n. 4, 2004.