

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
FACULDADE DE ENGENHARIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E  
RECURSOS HÍDRICOS**

Guilherme Tadeu de Melo Espescht

**AVALIAÇÃO DA MOBILIDADE DOS COLIFAGOS F-ESPECÍFICOS PRESENTES  
EM EFLUENTES SANITÁRIOS APLICADOS EM UM LATOSSOLO VERMELHO**

Belo Horizonte

2021

Guilherme Tadeu de Melo Espescht

**AVALIAÇÃO DA MOBILIDADE DOS COLIFAGOS F-ESPECÍFICOS PRESENTES  
EM EFLUENTES SANITÁRIOS APLICADOS EM UM LATOSSOLO VERMELHO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientador: Prof. Dr. Antônio Teixeira de Matos

Coorientadora: Dra. Bruna Coelho Lopes

Belo Horizonte

2021

E77a	<p>Espechit, Guilherme Tadeu de Melo.</p> <p>Avaliação da mobilidade dos colifagos F-específicos presentes em efluentes sanitários aplicados em um latossolo vermelho [recurso eletrônico] / Guilherme Tadeu de Melo Espechit. – 2021. 1 recurso online (101 f. : il., color.) : pdf.</p> <p>Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadora: Bruna Coelho Lopes.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Anexos e apêndices: f. 95-101.</p> <p>Bibliografia: f. 84-94. Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.</p> <p>1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Aguas subterrâneas - Teses. 4. Contaminação - Teses. 5. Reator UASB - Teses. 6. Solos tropicais - Teses. 7. Vírus - Teses. I. Matos, Antônio Teixeira de. II. Lopes, Bruna Coelho. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 628(043)</p>
------	---

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária Roseli Alves de Oliveira CRB/6 2121  
Biblioteca Prof. Mário Werneck, Escola de Engenharia da UFMG



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
[ESCOLA DE ENGENHARIA]  
COLEGIADO DO CURSO DE GRADUAÇÃO / PÓS-GRADUAÇÃO EM [SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS  
HÍDRICOS]

### FOLHA DE APROVAÇÃO

["Avaliação da mobilidade dos colifagos F-específicos presentes em efluentes sanitários aplicados em um latossolo vermelho"]

[Guilherme Tadeu de Melo Espescht]

Dissertação de Mestrado] defendida e aprovada, no dia [ 27 de maio de 2021], pela Banca Examinadora designada pelo [Colegiado do Programa de Pós-Graduação **EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**] da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

[Profa. Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi - **Membro Externo**]

[UFLA]

[Prof. Gustavo Ferreira Simões - **Membro Interno**]

[UFMG]

[Profa. Bruna Coelho Lopes - **Coorientadora**]

[UFMG]

APROVADA PELO COLEGIADO DO PPG SMARH

Sonyal Cristina Rezende Borges de Lima - Coordenadora

Belo Horizonte, 27 de maio de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **Gustavo Ferreira Simoes, Professor do Magistério Superior**, em 04/06/2021, às 14:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Bruna Coelho Lopes, Usuário Externo**, em 04/06/2021, às 15:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luciene Alves Batista Siniscalchi, Usuário Externo**, em 04/06/2021, às 16:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0752199** e o código CRC **25BE7AD7**.

*Aos meus pais, pelo exemplo de dignidade, honra e espiritualidade:*

*José Guilherme e Vera.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, José Guilherme e Vera Lúcia, não somente por toda a criação amorosa, emancipatória e crítica dada ao longo dos anos, mas também pela grande participação direta na execução deste trabalho e apoio físico e mental. Com as limitações e restrições devido a pandemia, os dois auxiliaram na condução de cada uma das várias repetições dos ensaios em coluna de lixiviação e sem eles, nada disso teria sido possível. Terei sempre eterna gratidão, amor e reconhecimento pelos seres humanos incríveis que são.

Agradeço à Cíntia Leal, técnica responsável pelo laboratório de microbiologia, que mesmo em todas as dificuldades, cronogramas apertados e sobrecarga devido a pandemia, sempre foi muito solícita e prestativa, mantendo sempre o bom humor.

Agradeço às colegas do laboratório de microbiologia, Maria Fernanda, Elaine, Deborah, Luyara, pela paciência em me ensinar, pelo auxílio em vários momentos nas análises, pelas conversas e por manter o clima do laboratório sempre amigável e aconchegante.

Agradeço ao meu falecido orientador, Antonio Matos, por ter me marcado desde o primeiro momento que tive contato durante a graduação em 2014 e por ter despertado grande interesse na área de disposição de efluentes no solo. Pelo profissionalismo e competência exemplares durante a graduação, pós graduação e como orientador de TCC e de mestrado.

Agradeço à minha coorientadora, Bruna, por toda a dedicação nestes tempos e períodos tão difíceis e turbulentos. Pelas conversas motivacionais e pelo apoio por mais ocupada que estivesse.

Agradeço às instituições de fomento e pesquisa, CAPES e Fapemig, pelo financiamento deste projeto e de tantos outros no país. Sem as mesmas, o avanço da ciência no país seria desprezível.

À Universidade Federal de Minas Gerais e todos seus departamentos, professores, técnicos administrativos e discentes, que tornam este local uma referência nacional no ensino e pesquisa.

## RESUMO

As técnicas de disposição de efluentes sanitários no solo, quando realizada de forma controlada e considerando aspectos sanitários, da qualidade do solo e águas subterrâneas, tem sido considerada importante alternativa de disposição final. O grande diferencial destas técnicas, em relação às outras de disposição final, é a possibilidade de reincorporação de nutrientes no solo, principalmente nitrogênio e fósforo, além da recarga do aquífero e elevada eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos e organismos patogênicos. Há, entretanto, poucos estudos que avaliem o transporte e contaminação por vírus em águas subterrâneas. Devido ao tamanho similar de colóides, a maioria dos vírus não é filtrada pelo solo, imperando mecanismos de adsorção e inativação em sua remoção. O presente estudo objetiva avaliar o transporte e possibilidade de contaminação de águas subterrâneas por vírus entéricos utilizando colifagos F+ como indicadores, uma vez que suas estruturas possuem similaridades, são incapazes de se replicarem em meios aquáticos e sua análise é robusta, rápida e de baixo custo. Foram conduzidos ensaios em colunas de lixiviação com um efluente de reator UASB e obtidas as curvas de eluição de colifagos F+. Os meios porosos utilizados foram um latossolo vermelho e composições do mesmo com areia lavada, adicionadas de 30%(S30) e 60%(S60) de areia em relação à massa seca do solo. Foi utilizado o *software* Hydrus-1D para análise e calibração de um modelo unidimensional regido pela equação de advecção-dispersão-adsorção-inativação. Além dos colifagos F+, foi monitorada a condutividade elétrica (CE) do efluente para comparação da mobilidade dos fagos e íons do efluente. Após a calibração das curvas, foi avaliado o transporte em perfis verticais no *software* Hydrus-1D. As misturas SB, S30 e S60 apresentaram, respectivamente, fatores de retardamento de 0,62, 0,72 e 0,75 VP. As curvas de eluição de colifagos calibradas apresentaram R<sup>2</sup> entre 0,6 e 0,9. Os resultados obtidos indicaram um aumento da mobilidade de vírus conforme o teor de areia adicionado e um elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas, mesmo em perfis simulados de até 100 metros de profundidade. É recomendado fazer uma avaliação do transporte horizontal de vírus e utilizar amostras indeformadas de diferentes solos para uma avaliação mais precisa.

**Palavras chave:** águas subterrâneas, contaminação, reator UASB, Hydrus 1D, solos tropicais, transporte, vírus.

## ABSTRACT

Land treatment of wastewater is a very important alternative for common wastewater treatment, mainly considering sanitary aspects, soil and groundwater quality. The major difference between this technique and others of final disposal of effluents is the possibility of nutrients is the nutrients reclamation, mostly nitrogen and phosphate, besides groundwater recharge, high removal rates of COD, suspended solids and pathogens. However, there are a few studies evaluating groundwater contaminations of virus and its transport. Because of its size, resembling colloids, most virus are not filtered in soil, reigning inactivation and adsorption mechanisms. The present research objectives to evaluate the transport and possibility of enteric virus contamination in groundwater using F+ coliphages as indicators, since their structures are similar, they cannot replicate in watercourse and its analysis is robust, fast and cheap. Breakthrough curves from an UASB effluent disposed in three saturated soil columns were modeled, one of them having a raw oxisol (SB) and the others, mixtures of it and sand (S30-30% and S-60-60% added). The software Hydrus-1D was used for the analysis and calibration using a unidimensional model derived from the advection-dispersion-adsorption-inactivation equation. Besides F+ coliphage concentration, EC was monitored through the experiments overtime for comparison between virus and ions mobility. After calibration, vertical profiles with 100 m were simulated for estimating the plume reach beneath. The mixtures SB, S30 and S60 presented, respectively, retardation factors of 0,62, 0,72 and 0,75 PV. The modeled breakthrough curves presented R<sup>2</sup> between 0,6 and 0,9. Obtained results indicate an increase in mobility with sand added and high risk of virus contamination of groundwater, even in profiles with 100 meters of depth. It is necessary to evaluate the horizontal transport of virus and use undisturbed samples of different soils for a more precise evaluation.

**Keywords:** groundwater, land treatment, UASB reactor, Hydrus 1D, ferralsol, transport, viruses.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Perfil esquemático (A) e ilustração esquemática (B) de um sistema de infiltração/percolação .....	211
Figura 2: Ilustração esquemática de um sistema de escoamento superficial no solo.....	244
Figura 3 Ilustração esquemática de um sistema de fertirrigação por sulcos nos solos.....	255
Figura 4: Curva de correção concentração relativa ( $C/C_0$ ) para obtenção do volume de poros (VP), em função do número de Peclet (P) do sistema montado para obtenção da curva de eluição .....	366
Figura 5: Perfil do solo coletado.....	488
Figura 6: Triângulo de classificação textural das misturas solo-areia.....	550
Figura 7: Curva granulométrica da areia utilizada para as composições .....	55
Figura 8: Reator UASB no CePTS utilizado no experimento .....	57
Figura 9: Simplificação do método nº1602 da USEPA para determinação de colifagos .....	558
Figura 10: Ilustração esquemática das colunas de solo a serem utilizadas para avaliação da mobilidade de colifagos.....	579
Figura 11: Detalhamento do aparato experimental: visão geral do sistema de colunas de lixiviação (A) e o detalhe do sistema de drenagem (B).....	60
Figura 12: Ilustração esquemática (A) e fotográfica (B) do sistema para ensaios das colunas de lixiviação de 20 cm.....	659
Figura 13: Ilustração esquemática do condutivímetro construído em microcontrolador Arduino .....	66
Figura 14: Inativação de colifagos F+ em efluente de UASB.....	68
Figura 15: Resultados do ensaio de equilíbrio em lote: Concentração na fase líquida x massa de solo (A) e Concentração adsorvida x Concentração no sobrenadante (B) .....	72
Figura 16: Curva de eluição de colifagos F+ para a coluna de 1 m contendo mistura S30 .....	74
Figura 17: Modelagem da curva de eluição de F+ para as colunas de 20 cm com as misturas SB, 30 e S60 considerando um sítio de adsorção e dessorção(A).....	77
Figura 18: Modelagem da curva de eluição de F+ para as colunas de 20 cm considerando apenas adsorção e condição de equilíbrio(B) .....	77
Figura 19: Simulação da concentração relativa de F+ em perfis de 100 m com as misturas SB, S30 e S60.....	78

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Ciclos de rodízio de bacias de infiltração/percolação .....	233
Tabela 2: Variáveis de projeto para sistemas de disposição de águas residuárias no solo.....	288
Tabela 3: Principais modelos de isothermas de adsorção.....	344
Tabela 4: Caracterização das misturas solo-areia utilizadas .....	51
Tabela 5: Caracterização físico-química do efluente de reator UASB utilizado.....	54
Tabela 6: Condições experimentais dos ensaios nas colunas de lixiviação de 20 cm.....	70
Tabela 7: Parâmetros das modelagens considerando um sítio de adsorção e dessorção linear	72
Tabela 8: Parâmetros das modelagens considerando apenas adsorção linear .....	73

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Características dos sistemas de disposição de águas residuárias no solo.....	27
Quadro 2: Principais espécies de colifagos utilizadas como indicadores da presença de vírus.....	37
Quadro 3: Síntese de estudos de colunas de lixiviação envolvendo transporte de vírus em colunas saturadas e com efluentes sintéticos.....	466
Quadro 4: Análises físico químicas realizadas nas amostras de solo e metodologias.....	499

## LISTA DE ABREVIACÕES

CE	Condutividade elétrica
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CTC	Capacidade de troca catiônica
ETE	Estaco de tratamento de esgoto
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
MO	Matéria orgânica
NLV	<i>Norwalk like viruses</i>
PCZ	Ponto de carga zero
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WHO	<i>World Health Organization (WHO)</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>144</b>
<b>2</b>	<b>JUSTIFICATIVA</b>	<b>166</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>177</b>
3.1	Objetivo geral	177
3.2	Objetivos específicos	177
<b>4</b>	<b>HIPÓTESES</b>	<b>188</b>
<b>5</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b>	<b>199</b>
5.1	Aspectos gerais relativos aos principais sistemas de disposição de águas residuárias no solo	199
5.1.1	Infiltração/percolação	199
5.1.2	Escoamento superficial	233
5.1.3	Fertirrigação	255
5.1.4	Comparativo entre as técnicas de disposição de águas residuárias no solo	266
5.1.5	Contaminação microbiológica de águas subterrâneas	299
5.2	Regulamentação e aspectos legais da disposição de águas residuárias no solo	30
5.3	Processos adsortivos no solo	32
5.3.1	Origem e influência das cargas	32
5.3.2	Modelos de adsorção	333
5.4	Transporte de vírus no solo	377
5.4.1	Organismos indicadores	377
5.4.2	Adsorção de vírus e coloides em meios porosos	388
5.4.3	Modelos matemáticos unidimensionais	40
5.5	Hydrus-1D	44
5.6	Ensaio em coluna	46
<b>6</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>48</b>
6.1	Caracterização e composição das classes texturais do solo	486
6.2	Preparo das misturas solo-areia	498
6.3	Caracterização e composição dos solos	518
6.4	Caracterização do efluente utilizado	53
6.5	Análise microbiológica	541
6.6	Descrição do aparato experimental	563
6.6.1	Preparação das colunas de solo-areia	564
6.6.2	Sensor de condutividade elétrica e amostrador	596
6.7	Ensaio e amostragem do efluente das colunas de lixiviação	606
6.8	Estimativa da taxa de inativação de colifagos	619
6.9	Estimativa do coeficiente Kd	60
6.10	Modelagem do transporte dos colifagos nos solos	61
<b>7</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>61</b>
7.1	Taxa de inativação de colifagos F+ em efluentes secundários expostos à temperatura ambiente	62

<b>7.2</b>	<b>Coeficiente Kd e ensaio de equilíbrio em lote .....</b>	<b>64</b>
<b>7.3</b>	<b>Ensaio nas colunas de solo.....</b>	<b>674</b>
7.3.1	Colunas de 100 centímetros.....	675
7.3.2	Colunas de 20 centímetros.....	697
<b>7.4</b>	<b>Simulação do alcance vertical da pluma de contaminação.....</b>	<b>76</b>
<b>7.5</b>	<b>Impactos na disposição de efluentes no solo.....</b>	<b>79</b>
<b>8</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>79</b>
<b>9</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>81</b>
<b>10</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>83</b>
<b>11</b>	<b>ANEXOS .....</b>	<b>84</b>
<b>12</b>	<b>APÊNDICE .....</b>	<b>95</b>
12.1	Código do sensor de condutividade elétrica .....	98

## 1 INTRODUÇÃO

A aplicação de águas residuárias no solo constitui uma das técnicas mais robustas de disposição e tratamento de águas residuárias, remontando à Atenas, Grécia e Roma antigas. Nessa época, em função da inexistência de saneamento básico urbano, os esgotos eram lançados em cursos d'água e no solo, notadamente em campos agrícolas. Mesmo com o avançado sistema de saneamento e hábitos de higiene na Roma antiga, a presença de doenças de veiculação hídrica, como verminoses, era bem comum, indicando que as técnicas utilizadas, principalmente uso de fezes em campos agrícolas, eram insuficientes na prevenção dessas doenças (MITCHELL, 2017).

Atualmente, a disposição de águas residuárias no solo, quando realizada segundo critérios que levem em consideração aspectos sanitários da contaminação do trabalhador e da produção agrícola, da qualidade do solo e das águas subterrâneas, tem sido considerada uma importante alternativa na disposição final. No momento presente, diversos países industrializados fazem uso dessas técnicas, como a Inglaterra, Áustria, França, Israel, Bélgica e Estados Unidos, sendo que, no último, existem mais de 3.000 sistemas de disposição de águas residuárias no solo já implantados (MATOS; MATOS, 2017a). No Brasil, além de não serem tão difundidas, não existem legislações específicas regulamentando ou apresentando diretrizes gerais sobre tais técnicas. A disposição controlada no solo visa o tratamento da água residuária em razão dos seguintes mecanismos:

- **Físicos:** Sedimentação, filtração, radiação, volatilização e desidratação;
- **Químicos:** Oxidação, precipitação, adsorção específica, em sítios de troca e em complexação/quelação pela matéria orgânica;
- **Biológicos:** Biodegradação, predação e assimilação por plantas, animais e microorganismos em crescimento.

O grande diferencial da disposição de águas residuárias no solo, comparativamente às outras técnicas de disposição final, está relacionado à possibilidade de reincorporação de nutrientes nesse meio, principalmente nitrogênio e fósforo, recarga do aquífero e elevada eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos e organismos patogênicos (CRITES; REED; BASTIAN, 2000). Associados ao tratamento da água residuária, podem ser utilizadas diferentes técnicas de disposição no solo, como fertirrigação, escoamento superficial e infiltração/percolação.

As técnicas da fertirrigação e do escoamento superficial destacam-se pela possibilidade de aproveitamento agrícola. Nos sistemas de infiltração/percolação, por sua vez, objetiva-se, essencialmente, a recarga do aquífero, sendo de extrema relevância para regiões de escassez hídrica ou que possuam conflitos pelo uso da água (MATOS; MATOS, 2017a; USEPA, 2006). Verifica-se, a partir dos valores das taxas de aplicação de água residuária estabelecidos de acordo com a técnica e os tipos de solo mais adequados como receptores, que a infiltração/percolação oferece maior potencial de contaminação pelos agentes de maior mobilidade como nitrato, sódio e vírus. Entretanto, possui como vantagem em relação às demais o menor requisito de área. Em função da versatilidade dessa técnica e uso em contextos de locais com população vulnerável, torna-se essencial identificar os riscos associados à contaminação das águas subterrâneas e superficiais com patógenos.

Diversos estudos verificaram a elevada mobilidade de vírus em solos arenosos de clima temperado e saturados (CHU et al., 2001; DOWD et al., 1998; POWELSON, 1990; SASIDHARAN et al., 2016; TORKZABAN et al., 2006; ZHUANG; JIN, 2003). O tamanho coloidal e cargas de superfície negativas dos vírus, associadas às cargas também negativas das argilas mais comuns em solos de países de clima temperado, criam condições ideais para o transporte dos vírus e redução de processos adsorptivos. Além disso, por terem sido utilizados efluentes sintéticos nestes estudos, têm-se uma lacuna no que se refere às condições reais de campo de efluentes e possíveis interações e influências das espécies iônicas dissolvidas, matéria orgânica, tensoativos entre outros. Dessa forma, é de suma importância que se realize uma avaliação da mobilidade de vírus utilizando efluentes domésticos em solos de clima tropical e argilosos para se preencher essas lacunas.



## 2 JUSTIFICATIVA

As técnicas de disposição de águas residuárias no solo podem se tornar mais confiáveis, robustas, eficientes e ambientalmente adequadas quando os sistemas utilizados forem devidamente dimensionados e operados. Existem, entretanto, poucas pesquisas em que se avaliaram o transporte e potencial de contaminação de águas subterrâneas por vírus em solos tipicamente tropicais. Estudos já conduzidos evidenciam alta mobilidade desses organismos no solo, considerando efluentes sintéticos e aplicados em solos com menor capacidade de adsorção de ânions (CHU et al., 2001; DOWD et al., 1998; POWELSON, 1990; SASIDHARAN et al., 2016; TORKZABAN et al., 2006; ZHUANG; JIN, 2003). No Brasil foram reportados ainda casos de contaminação de águas subterrâneas, principalmente por adenovírus (PIRANHA; PACHECO, 2004; SILVA, 2018). Em vista disso, torna-se essencial maior conhecimento em relação ao potencial da contaminação de águas subterrâneas por vírus, utilizando efluentes reais e materiais de solo de diferentes texturas.

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a mobilidade dos colifagos e o potencial de sua contaminação de águas subterrâneas em sistemas de disposição de águas residuárias em solos de diferentes classes texturais predominantes em solos tropicais.

#### 3.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Caracterizar um solo para uso em ensaios de colunas de lixiviação e composição de diferentes texturas do mesmo adicionando-se areia;
- Avaliar adsorção de colifagos presentes em efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) em colunas de solo de diferentes classes texturais;
- Elaborar a curva de eluição na coluna de solo e obter os fatores de retardamento de colifagos em materiais de diferentes classes texturais;
- Modelar e calibrar os resultados experimentais utilizando o *software Hydrus 1D*;
- Estimar e projetar a contaminação em diferentes profundidades utilizando os resultados obtidos nos ensaios de coluna de lixiviação no *software Hydrus 1D*.

#### 4 HIPÓTESES

A primeira hipótese acerca do experimento é de que os colifagos apresentarão mobilidade decrescente com o aumento no teor de argila nos materiais de solo, principalmente devido à maior presença de cargas positivas na superfície da argila de solos brasileiros, de grande evolução pedogenética. Somado à isso, solos argilosos tendem a apresentar baixa condutividade hidráulica, o que permitiria uma maior inativação dos colifagos em função do tempo de percolação.

A segunda hipótese, antagônica à primeira, é de que a competição por sítios de adsorção pelos ânions presentes no efluente deve aumentar a mobilidade de colifagos nas colunas de solo, o que pode proporcionar diminuição na adsorção desses microrganismos com o tempo de aplicação da água residuária no solo. Somado à isso, a presença de tensoativos podem desfavorecer os processos adsortivos no solo.

## 5 REVISÃO DA LITERATURA

### 5.1 Aspectos gerais relativos aos principais sistemas de disposição de águas residuárias no solo

A disposição de águas residuárias no solo de forma controlada é uma técnica consolidada de tratamento e disposição final de efluentes. Seu grande diferencial em relação às outras técnicas de disposição está relacionado à possibilidade de reincorporação de nutrientes no solo, principalmente nitrogênio e fósforo, recarga do aquífero e elevada eficiência na remoção de DBO, sólidos suspensos e organismos patogênicos (CRITES *et al.*, 2000).

Essencialmente, a disposição pode ser feita por meio de infiltração/percolação, escoamento superficial e fertirrigação, sendo necessária uma etapa de tratamento preliminar antecedendo cada uma das três alternativas. Para as duas primeiras técnicas, o uso de desarenadores mostra-se facultativo (MATOS; MATOS, 2017). O equivalente populacional atendido por essas técnicas é dependente de diversos parâmetros, principalmente características do solo como condutividade hidráulica, concentração de nutrientes no efluente, clima, espécie vegetal utilizada e sua demanda nutricional entre outros.

#### 5.1.1 Infiltração/percolação

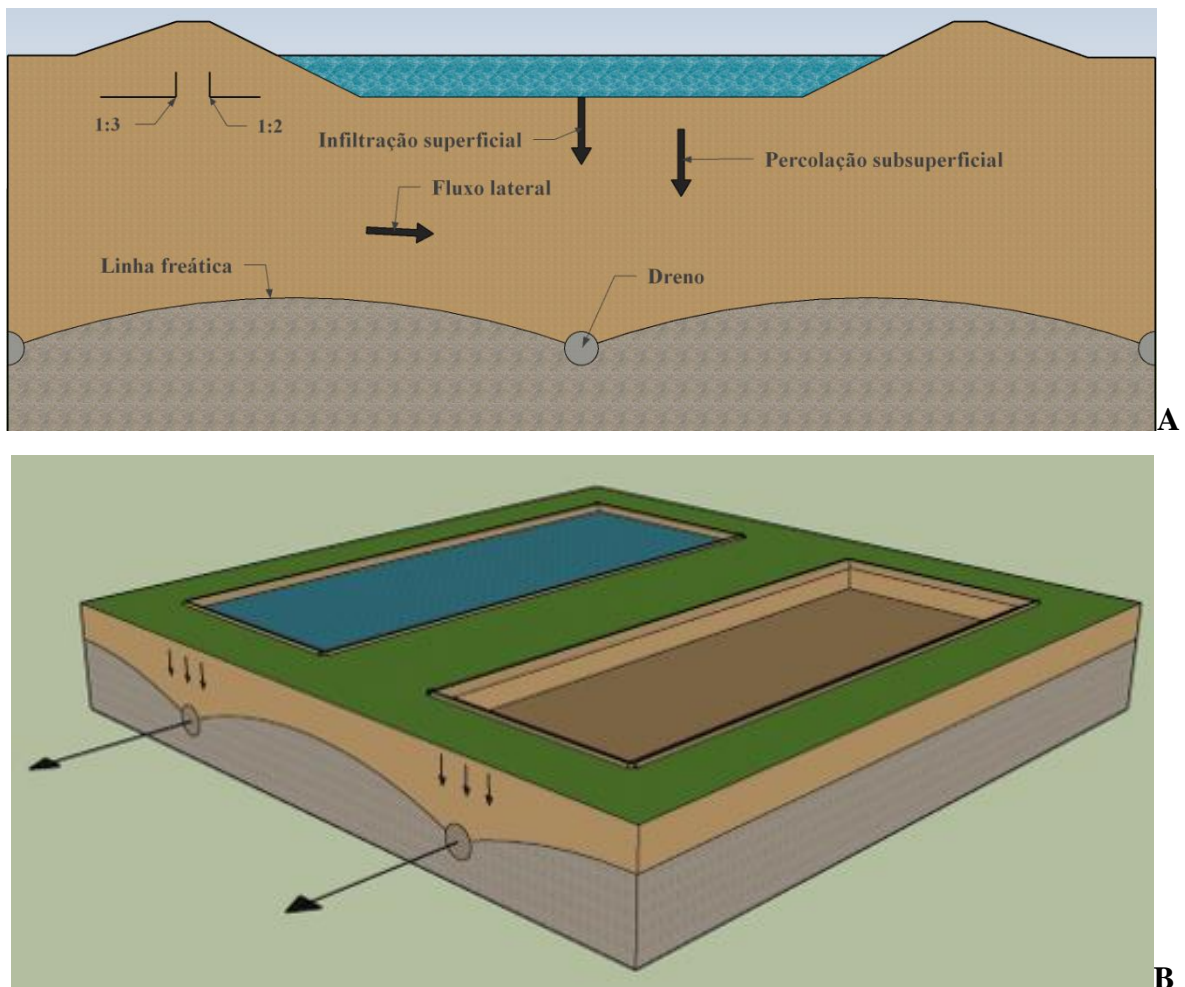
De acordo com este método, também denominado *Rapid Infiltration* (RI) ou *Soil Aquifer Treatment* (SAT), a infiltração/percolação através do meio poroso do solo impera como mecanismo de tratamento, purificando o efluente disposto e proporcionando a recarga do aquífero (SHARMA *et al.*, 2012). O cultivo vegetal no local é facultativo, apresentando função marginal no tratamento, sendo recomendado, todavia, o cultivo de espécies tolerantes ao excesso de água devido às elevadas taxas de aplicação, típicas de 305 mm por semana para efluente primário e 506 mm para secundário (USEPA, 2006). Considera-se, entretanto, plausível que dependendo da espécie vegetal utilizada, o sistema radicular possa favorecer a infiltração do efluente. Após a aplicação do efluente no solo, é possível a recuperação da água tratada em poços visando o eventual aproveitamento ou mesmo a descarga direta no corpo d'água, desde que previstos drenos para sua captação ou poços de recuperação.

A eficiência de tratamento, em sistemas de infiltração/percolação devidamente dimensionados e operados, pode estar nas faixas entre 90% e 99%, para DBO; mínimo de 40%, para nitrogênio; e entre 70% e 95%, para fósforo (CHENG et al., 2020; CRITES; REED; BASTIAN, 2000; MATOS; MATOS, 2017a). De acordo com a USEPA (2006), a remoção de ovos de helmintos pode apresentar valor de 100% e superior a 98% para coliformes. No caso de coliformes, este valor é baixo, uma vez que corresponderia à no máximo 1 log de remoção.

Vírus já foram identificados em diversos poços de recuperação de sistemas SAT com efluentes secundários desinfetados nos EUA, entretanto em sistemas onde também ocorreu coagulação e filtração do efluente, não houve presença de vírus no efluente recuperado (USEPA, 2012). Estes microrganismos, devido ao seu menor tamanho, não são removidos eficientemente por filtração, todavia podem ser removidos por adsorção à matriz do solo. No entanto, em solos de elevada permeabilidade e arenosos esses organismos podem ser transportados por longas distâncias, podendo atingir o lençol freático (MATOS; MATOS, 2017a). Foi verificado ainda uma grande influência da taxa de aplicação na contaminação de águas subterrâneas por vírus, sendo que valores da ordem de 24 m.d<sup>-1</sup> apresentaram os maiores potenciais de suas contaminação (VAUGHEN et al., 1981). Valores menores da ordem de 0,04 m.d<sup>-1</sup> a 0,12m.d<sup>-1</sup> foram associados à remoção completa de vírus entéricos (NEMA et al., 2001). Verifica-se ainda uma remoção de 3,9 – 5,8 logs de crAssphage (*cross-assembly phage*) e PMMoV (*pepper mild mottle virus*) (MORRISON et al., 2020).

Os mecanismos de transporte que agem sobre o efluente após a disposição no solo, Figura 1, são essencialmente a infiltração superficial, percolação subsuperficial e fluxo lateral. Para este método, as condições hidrogeológicas do meio são mais críticas do que os demais, necessitando-se de uma definição adequada das condições subsuperficiais e do sistema de águas subterrânea.

**Figura 1** Perfil esquemático (A) e ilustração esquemática (B) de um sistema de infiltração/percolação



Fonte: O autor

Embora a infiltração e a percolação sejam utilizadas como sinônimos por alguns autores, a distinção dos dois deve ser realizada. A infiltração constitui a passagem do líquido pelo limiar do perfil atmosfera-solo, enquanto a percolação corresponde a toda movimentação que ocorre a partir dessa área. Como condicionantes desses dois processos no solo podem ser destacados (MATOS; MATOS, 2017):

- **Condições da superfície do solo:** A taxa de infiltração de água é influenciada por fenômenos como os de encrostamento, selamento superficial, compactação e pela presença de vegetação. O encrostamento ocorre quando agregados na superfície são fragmentados devido ao impacto de gotas de água. O selamento superficial ocorre em decorrência da adição de líquidos ricos em gorduras, sólidos suspensos ou que

promovam a dispersão química dos coloides, como íons monovalentes. A diminuição da capacidade de infiltração de água no solo também pode estar vinculada à compactação das camadas superficiais do solo. Já a presença de vegetação condiciona a presença de zonas preferenciais de escoamento, devido à presença do sistema radicular, colmos e rizomas no solo.

- **Características do meio poroso:** A condutividade hidráulica do solo depende da porosidade do solo, especificamente a macroporosidade, sendo, em geral, maior para solos arenosos ou cascalhentos. Solos argilosos que não apresentem estrutura granular ou desestruturados tendem a apresentar baixa macroporosidade, dificultando o transporte de água e solutos no meio. No que se refere à estrutura do solo em si, a granular proporciona maior macroporosidade e, conseqüentemente, maior condutividade hidráulica no meio.
- **Condições do meio poroso:** Meios saturados tendem a apresentar condutividades hidráulicas maiores do que meios não saturados. A dependência da continuidade hídrica na movimentação da água e solutos proporciona maiores velocidades de escoamento em meios contendo maiores teores de água.

A infiltração/percolação requer ainda ciclos de rodízio das bacias para disposição, definidos a partir de várias condições locais como temperatura, condutividade hidráulica e tipo de efluente, além da finalidade, como por exemplo visando maximizar a infiltração do efluente no solo, remoção de nitrogênio, nitrificação entre outros. Os principais ciclos de rodízio recomendados pela USEPA são apresentados na Tabela 1. Ressalta-se que essas faixas de valores são indicadas para condições de países de clima temperado, solos específicos dessas regiões e efluentes, possivelmente, de apenas processos aeróbios, uma vez que estes valores são dos anos 80, período no qual processos anaeróbios como UASB eram inferiorizados ainda (CHERNICHARO, 2016). Considerando um efluente anaeróbio e uma situação que se objetive desnitrificação, considera-se que os valores sejam imprecisos e que o potencial de contaminação por nitratos seja maior, uma vez que a desnitrificação seria mais tardia ao contrário de um efluente aeróbio.

**Tabela 1:** Ciclos de rodízio de bacias de infiltração/percolação

<b>Objetivo</b>	<b>Tipo de efluente</b>	<b>Época do ano</b>	<b>Período de aplicação (dias)</b>	<b>Período de repouso (dias)</b>
<b>Maximizar infiltração</b>	Primário	Verão	1 a 2	5 a 7
		Inverno	1 a 2	7 a 12
	Secundário	Verão	1 a 3	4 a 5
		Inverno	1 a 3	5 a 10
<b>Maximizar remoção de nitrogênio</b>	Primário	Verão	1 a 2	10 a 14
		Inverno	1 a 2	12 a 16
	Secundário	Verão	7 a 9	10 a 15
		Inverno	9 a 12	12 a 16
<b>Maximizar nitrificação</b>	Primário	Verão	1 a 2	5 a 7
		Inverno	1 a 2	7 a 12
	Secundário	Verão	1 a 3	4 a 5
		Inverno	1 a 3	5 a 10

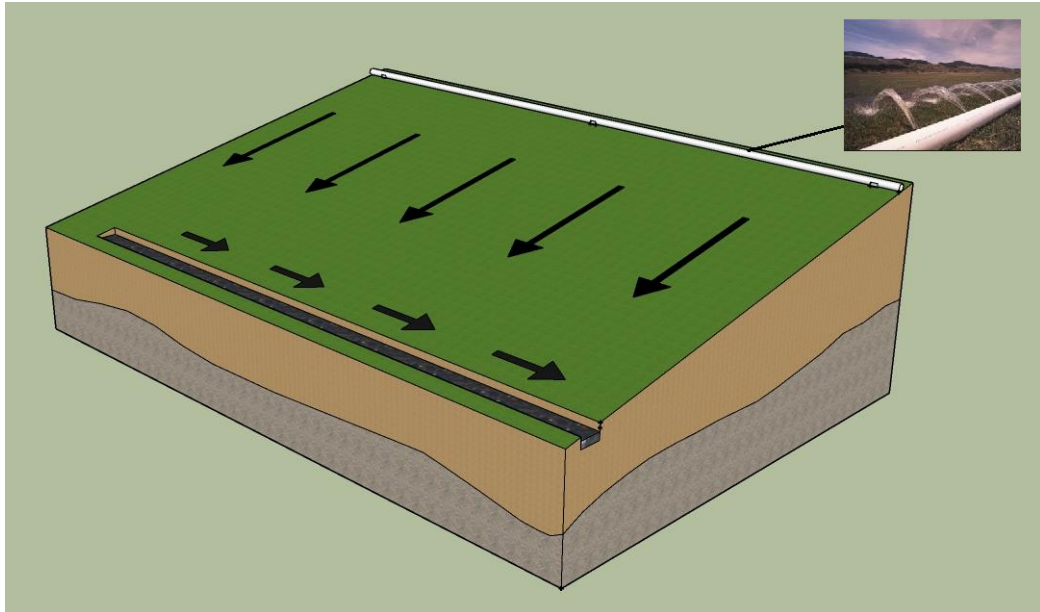
Fonte: (USEPA, 2006)

### 5.1.2 Escoamento superficial

Este método, também denominado *Overland Flow* (OF), consiste na aplicação do efluente à montante de uma rampa vegetada e inclinada com a coleta do efluente à jusante, conforme apresentado na Figura 2 (CRITES; REED; BASTIAN, 2000). A água residuária aplicada pode ser oriunda do tratamento preliminar, do tratamento primário ou do tratamento secundário, dependendo das concentrações de sólidos suspensos. O efluente é lançado na cabeceira da rampa e a inclinação da superfície deve estar entre 2 e 15% (MATOS; MATOS, 2017a) para minimizar o processo erosivo e a formação de curtos-circuitos hidráulicos. No percurso do efluente, ocorre transporte via, principalmente, evapotranspiração e infiltração. O remanescente é, então, coletado em canais ou canaletas de drenagem. O acúmulo de sólidos no solo, no início das rampas, é um indicativo de necessidade de pré-tratamento ou de mais etapas.



**Figura 2:** Ilustração esquemática de um sistema de escoamento superficial no solo.



Fonte: O autor

A taxa de aplicação é definida para efluentes primários e pré-tratados em valores típicos de  $1,45 \text{ m.d}^{-1}$  e  $2,90 \text{ m.d}^{-1}$  cm para secundários (USEPA, 2006), estando em solos com baixa Taxa de Infiltração Estável, inferior a  $0,1 \text{ m.dia}^{-1}$ , de modo que ocorra *runoff* do efluente e possa ser recuperado ao final da rampa (MATOS; MATOS, 2017a).

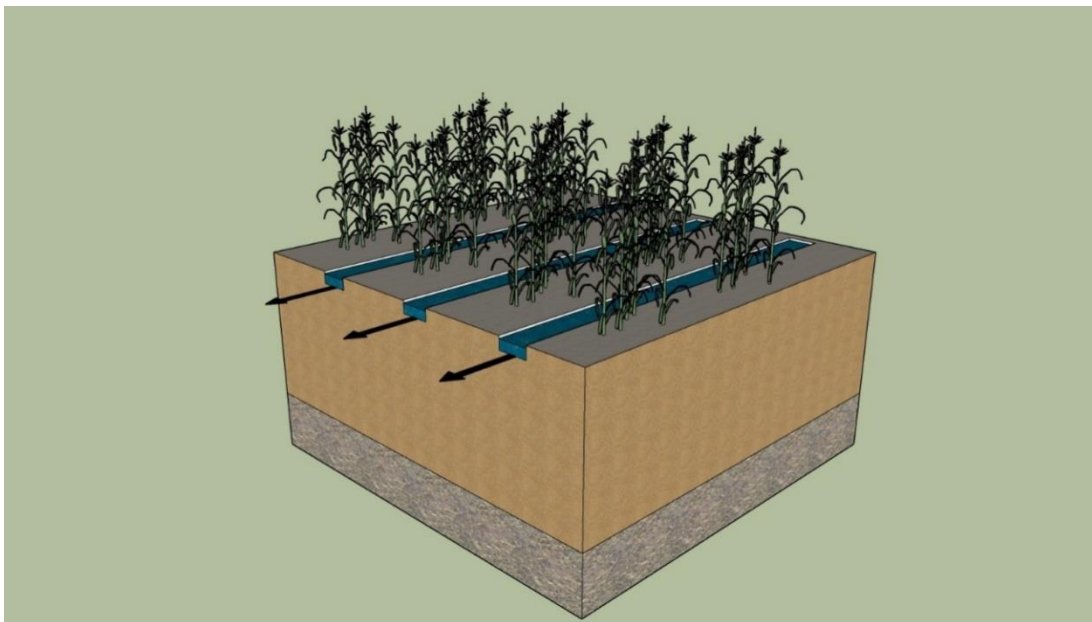
A vegetação plantada também propicia redução no carreamento de solo, favorecendo o crescimento da microbiota na rizosfera, região que atuará como reator principal de degradação de poluentes contidos na água residuária. Devido à elevada disponibilidade de água e nutrientes na água residuária, ocorre intenso crescimento da parte aérea das plantas, necessitando-se, então, que se efetuem cortes periódicos dessa massa vegetal.

É um método eficiente na remoção de nitrogênio, apresentando valores entre 60 e 90%, a depender da taxa de aplicação e declividade do terreno. O fósforo é removido em, aproximadamente, 50%, cuja eficiência pode ser maior caso o solo da rampa tenha recebido calagem, previamente, o que favorece sua precipitação. A eficiência de remoção de coliformes fecais é, no entanto, baixa, atingindo faixas de 50 a 98%. Considerando-se uma concentração inicial típica entre  $10^5$  e  $10^7$  coliformes por 100 ml, correspondendo à no máximo 3 logs de remoção (COYNE et al., 1995; MATOS; MATOS, 2017b; YOUNG; HUNTRODS; ANDERSON, 1980).

### 5.1.3 Fertirrigação

A fertirrigação é um método de disposição final de águas residuárias que consiste na aplicação dessa em área de cultivo agrícola, estando sujeito a mecanismos de tratamento no solo e por ação do sistema radicular da espécie vegetal plantada. A remoção de sólidos suspensos ocorre, normalmente, na superfície do solo e os processos biológicos, químicos e físicos adicionais ocorrem à medida que ocorre sua interação com o solo, conforme apresentado na Figura 3. A dose ou lâmina de água residuária a ser aplicada é definida com base em critérios agrônômicos, ou seja, levando em consideração a demanda nutricional da espécie vegetal, de modo a não exceder a mesma e causar estresse hídrico ou mesmo proporcionar um aporte de poluentes acima de determinados níveis que venham a causar efeitos deletérios ao sistema solo-planta-água subterrânea. A princípio, o sistema é concebido de tal modo que não ocorra excedente de água e recarga do aquífero, já que se trata de uma forma de adubação. Dessa forma, o conceito de eficiência de tratamento não é aplicado à essa técnica (MATOS; MATOS, 2017a).

**Figura 3** Ilustração esquemática de um sistema de fertirrigação por sulcos nos solos.



Fonte: O autor

Embora a USEPA utilize uma abordagem no dimensionamento considerando a demanda hídrica e evapotranspiração da espécies utilizadas, Matos e Matos (2017a) recomendam o dimensionamento considerando o conceito de dose de aplicação de água residuária no solo. Este valor é definido tomando-se como referência a demanda nutricional das plantas (geralmente avalia-se N, P e K) e referenciais ambientais de qualidade do solo, tomando-se como referência elementos químicos indesejáveis (Na, B, metais pesados etc.). No que se refere às águas residuárias, o mais frequente consiste em se utilizar o sódio como elemento químico de referência, devido à possibilidade de salinização do solo. Sua aplicação no solo não deve ultrapassar faixas superiores à  $300 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ , sendo que, em condições favoráveis de pluviosidade, pode ser aplicado até  $600 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$  (MATOS; MATOS, 2017a).

#### 5.1.4 Comparativo entre as técnicas de disposição de águas residuárias no solo

Associados ao tratamento da água residuária, cada um dos métodos descritos apresenta um enfoque diferente. A fertirrigação e escoamento superficial destacam-se pela possibilidade de aproveitamento agrícola, podendo, em um primeiro momento, servir para produção de alimento para animais, como no caso de cultivos de forrageiras como capim-tifton 85, capim-elefante, azevém, coast-cross e alfafa, além de grãos como milho e arroz. Nos sistemas de infiltração/percolação, por sua vez, objetiva-se, essencialmente, a recarga do aquífero, sendo de extrema relevância para regiões de escassez hídrica ou que possuam conflitos pelo uso da água. As técnicas, de um modo geral, requerem baixo nível tecnológico, podendo ser implementadas em locais de menor desenvolvimento industrial e em desenvolvimento. Uma síntese qualitativa das principais características de cada método é apresentada no Quadro 1, enquanto as principais variáveis de projeto são descritas na Tabela 2.

**Quadro 1:** Características dos sistemas de disposição de águas residuárias no solo

<b>Aspecto</b>	<b>Infiltração/percolação</b>	<b>Escoamento superficial</b>	<b>Fertirrigação</b>
<b>Requerimento de área</b>	Baixo	Médio	Alto
<b>Custo</b>	Baixo, principalmente considerando adução por gravidade	Baixo	Baixo
<b>Recarga do aquífero</b>	Alta	Baixa	Desprezível
<b>Aproveitamento agrícola</b>	Inexistente	Médio	Alto
<b>Mecanismos de transporte</b>	Principalmente percolação	Evapotranspiração, <i>runoff</i> e percolação	Evapotranspiração e percolação
<b>Técnicas de aplicação</b>	Tipicamente superficial	Superficial e aspersão	Superficial, aspersão ou gotejamento
<b>Potencial de contaminação do aquífero por nitratos</b>	Alto	Médio	Baixo

Fonte: Adaptado de MATOS e MATOS (2017); EPA (2006); ABEL (2014)

Há, todavia, a necessidade de se realizar projetos devidamente dimensionados e bem operados em função de riscos sanitários e de redução de eficiência dos tratamentos. A disposição de taxas elevadas de efluente na fertirrigação e escoamento superficial pode acarretar no selamento superficial do solo, estresse hídrico nas plantas devido ao excesso de nutrientes e salinização do solo, sendo possível que a área deixe de ser agricultável e poucas ou nenhuma espécie possam se desenvolver. Pode ocorrer ainda produção de maus odores e atração de vetores de doenças caso ocorra processos de anaerobiose por saturação contínua do solo. No caso da infiltração/percolação, além do mencionado anteriormente, destaca-se o elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas caso utilize-se taxas acima das projetadas e não cumprimento dos rodízios de áreas e bacias de infiltração, podendo ocorrer contaminação por nitratos, vírus, entre outros.

**Tabela 2:** Variáveis de projeto para sistemas de disposição de águas residuárias no solo

Variáveis de projeto	Infiltração/percolação		Escoamento superficial		Fertirrigação	
	Matos e Matos (2017)	EPA (2006)	Matos e Matos (2017)	EPA (2006)	Matos e Matos (2017)	EPA (2006)
<b>Aplicação</b> (cm.ano <sup>-1</sup> )	550 a 15.000	1.590 (efluente primário) 2.650(efluente secundário)	240 a 730	530 (efluente pré tratado ou primário),1.060 (efluente secundário)	3 a 150 (dependendo das características químicas da água residuária)	200 (agricultura) 130 (florestas)
<b>Permeabilidade</b> (cm.dia <sup>-1</sup> )	-	Acima de 120	-	Abaixo de 12	-	3,6 a 120
<b>Tipo de solo</b>	Muito permeável, areia ou areia com saibro ou argiloso de estrutura granular	Arenoso e franco arenoso	Pouco permeável, solo argiloso, estrutura não granular	Argila e franco argila	Moderadamente permeável, textura média ou argiloso	Franco argiloso e franco arenoso
<b>Profundidade do lençol freático (m)</b>	Acima de 8 m	Acima de 3 m	Acima de 8 m	Acima de 3 m	Acima de 8 m	Acima de 3 m
<b>Área necessária</b> (ha 1000 m <sup>-3</sup> . dia <sup>-1</sup> ) *	0,2 a 7 (mais área de segurança)	0,8 a 6,1	5 a 15 (mais área de segurança)**	1,7 a 11,6	5 a 15 (mais área de segurança)***	6,1 a 74

\*valores para esgoto doméstico

\*\* Matos e Matos (2017) ponderam que tais áreas podem estar superdimensionadas, propondo valores na faixa de 0,3 a 1,5 ha por cada 1000 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> de água residuária.

\*\*\* Matos e Matos (2017) ponderam que tais áreas podem estar superdimensionadas, propondo valores na faixa de 20 a 40 ha por cada 1000 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> de água residuária

Fonte: Adaptado de MATOS e MATOS (2017); EPA (2006).

### 5.1.5 Contaminação microbiológica de águas subterrâneas

A principal fonte de contaminação microbiológica de águas subterrâneas e superficiais é oriunda das atividades antrópicas, seja pela ocupação dos grandes centros urbanos ou pela criação intensiva de animais (KUMAR et al., 2014). No Brasil, o primeiro alerta sobre a contaminação foi relacionado ao lixo de cemitérios (necrochorume) no IV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária em 1954, levantando a necessidade de aprofundamento estudos hidrogeológicos com relação a mobilidade de patógenos (CAMPOS, 2007). Contaminação de águas subterrâneas em ocupações urbanas são frequentes. Em São Paulo - SP já foi reportada contaminação de águas subterrâneas por vírus entéricos (adenovírus e enterovírus) em locais cuja zona vadosa tinha cerca de 3,2 m e a dezenas de metros de distância do local de contaminação (MATOS, 2001). Também foram identificados adenovírus em aproximadamente 60% dos poços monitorados em Macapá – AP e 53% em São José do Rio Preto (PIRANHA; PACHECO, 2004; SILVA, 2018) Do ponto de vista sanitário, o monitoramento de contaminação fecal em águas subterrâneas é usualmente realizado pelo monitoramento de bactérias como *Escherichia coli* e coliformes termotolerantes, enquanto que o monitoramento dos vírus entéricos é negligenciado (ZYCHOWSKI; BRYNDAL, 2015). Uma preocupação emergente encontrada se refere ao transporte de plasmídeos bacterianos com genes de resistência à antibióticos, que pode conferir resistências para outras bactérias (BENNETT, 2008; CHARPENTIER; COURVALIN, 1999; LACEY, 1975; REECE; PHILLIPS, 1995), sendo que sua mobilidade no solo ainda não foi investigada e encontrada em outros estudos.

Vírus são parasitas intracelulares obrigatórios que, dependendo de sua estrutura e das condições ambientais impostas, podem persistir no meio ambiente por meses. Em geral, essas condições são principalmente a temperatura, teor de umidade do solo, presença de microrganismos aeróbios, adsorção ao solo, alumínio trocável e pH, sendo que os mais representativos tendem a ser a temperatura e capacidade de adsorção (HURST; GERBA; CECH, 1980). Já foi reportado que enterovírus podem persistir no solo por até 28 dias após a aplicação de um efluente secundário em ciprestes (WELLINGS et al., 1975) e que o vírus da pólio pode persistir por 11 dias no solo durante o verão e até 96 dias no inverno (TIERNEY; SULLIVAN; LARKIN, 1977).

Diversos autores constataram a elevada mobilidade de vírus no solo, chegando à dezenas de metros em circunstâncias específicas (BETANCOURT et al., 2014; KUMAR et al., 2014;

MATOS, 2001; SCHAUB; SORBER, 1977; VAUGHEN et al., 1981). Diversas variáveis podem interferir na qualidade e segurança desses resultados devido às imprecisões causadas por variações nas metodologias, como a variação no volume de amostra utilizado (LUZ et al., 2017; PIRANHA; PACHECO, 2004). O regime pluviométrico pode intervir ainda na mobilidade e contaminação devido à diluição e provocar uma contaminação transiente ao longo do ano, como observado em Winsconsin – EUA, onde isto foi verificado em 4 de 50 poços de monitoramento onde foram detectados enterovírus, rotavírus, hepatite A e NLV (*Norwalk-Like Viruses*) (BORCHARDT et al., 2003).

No caso de sistemas de disposição no solo em que ocorre rodízio de áreas e ciclos de pousio, há indícios de que essa operação apresenta grande influência na remoção de vírus, apesar de pouco estudado (MORRISON et al., 2020). Sabe-se que a saturação do meio poroso está diretamente relacionada com a mobilidade de vírus, sendo que valores menores de saturação estão associadas à menor mobilidade e vice-versa (POWELSON; GERBA, 1994; QUANRUD et al., 2003; SCANDURA; SOBSEY, 1997; TORKZABAN et al., 2006). O tempo de detenção da água subterrânea ainda apresenta grande influência na mobilidade, sendo que Betancourt *et al.*, (2014) observaram que um tempo de residência subsuperficial de 5 dias foi associado à uma remoção total de vírus e que na zona saturada, 14 dias foram suficientes, corroborando a tese de que uma menor saturação reduz a mobilidade. Yates (1983) observou que quanto maior a adsorção, maior a sobrevivência de vírus e que a sobrevivência de vírus aumenta conforme a maior concentração de alumínio trocável e diminui conforme aumento da temperatura, devido à inativação.

## **5.2 Regulamentação e aspectos legais da disposição de águas residuárias no solo**

Um grande marco legal no reúso e aproveitamento agrícola de efluentes é referente ao ano de 1910, em que aproximadamente 35 comunidades na Califórnia possuíam fazendas em que se aproveitava o esgoto bruto ou efluente de tanques sépticos. Entretanto, devido à ausência de controle e regulação, em 1918 o Conselho de Saúde da Califórnia adotou regulamentações referentes à fertirrigação desses efluentes, proibindo seu uso em vegetais consumidos crus por pessoas e permitindo o uso em culturas consumidas cozidas, desde que existisse um período de 30 dias entre fertirrigação e colheita. Permitiu ainda o uso em frutas e castanhas que não tivessem contato direto com os efluentes (NRC, 1996).

Com o passar do tempo, as regulamentações continuaram evoluindo em resposta às novas experiências na área, tecnologias e aumento da demanda de reúso de água. Atualmente, a utilização de esgoto bruto reduziu acentuadamente devido aos riscos sanitários e geralmente se requer um tratamento mínimo secundário e desinfecção (NRC, 1996; TAKASHI ASANO et al., 2007). Entretanto, isso dificulta o aproveitamento em áreas agrícolas, uma vez que as mesmas geralmente se situam afastadas das ETEs e quanto maior o nível de tratamento, menor a concentração de nitrogênio e também de matéria orgânica (MATOS; MATOS, 2017a; TAKASHI ASANO et al., 2007).

Existem pelo menos 70 regulamentações ou diretrizes no mundo referentes ao reúso agrícola de efluente, incluindo entidades como *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), *International Organization for Standardization* (ISO), *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), *World Health Organization* (WHO), em localidades como EUA, Canadá, Austrália, México, Irã, Egito, Tunísia, Jordânia, Palestina, Omã, China, Kuwait, Israel, Arábia Saudita, França, Chipre, Espanha, Grécia, Portugal e Itália (SHOUSHTARIAN; NEGAHBAN-AZAR, 2020). No Brasil, apesar de um enorme potencial para uso de efluentes domésticos na agricultura, o tema é desprezado ou tratado apenas superficialmente nos programas oficiais de saneamento básico e em planos de recursos hídricos (BARROS et al., 2015). Não existe uma legislação específica regulamentando a disposição de efluentes no solo, existindo apenas algumas resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e de Recursos Hídricos (CNRH) que tangenciam o assunto:

- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 498, DE 19 DE AGOSTO DE 2020: Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. (BRASIL, 2020)
- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Define-se que os padrões de lançamento não se aplicam ao solo, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas. (BRASIL, 2011)
- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009: Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de



áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. A partir desses valores, pode-se definir doses de aplicação de efluentes considerando elementos químicos referenciais. (BRASIL, 2009)

- RESOLUÇÃO CONAMA N° 396, DE 03 DE ABRIL DE 2008: Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Define-se que a disposição de efluentes no solo deve obedecer às exigências e cumprimentos dos órgãos competentes e não pode alterar a classe de enquadramento das águas subterrâneas. (BRASIL, 2008)
- RESOLUÇÃO CNRH N° 121, DE 16 DE DEZEMBRO DE 2010: Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH n° 54, de 28 de novembro de 2005. (CNRH, 2010).

Com a crescente demanda de reúso de efluentes e apelo à redução do uso de água pelo ser humano, é necessária uma devida regulamentação no Brasil com critérios e diretrizes específicos que contemplem a qualidade do meio ambiente e saúde humana. Sendo possível, por exemplo, adotar critérios sanitários referentes aos cultivares utilizados na fertirrigação em outros países como referência.

### 5.3 Processos adsorptivos no solo

#### 5.3.1 Origem e influência das cargas

O fenômeno de sorção engloba os processos de adsorção e absorção, sendo um dos principais processos na retenção de íons e espécies carregadas, como coloides e vírus, em meios porosos. A adsorção pode ocorrer por meio de interações eletrostáticas (GERBA, 1984), denominada adsorção reversível, ou químicas, as quais estão associadas às interações de alta energia entre o íon ou espécie iônica e a superfície dos sólidos, denominada adsorção específica (MATOS; MATOS, 2017b).

Os sítios carregados nas argilas silicatas podem decorrer de processos de substituição isomórfica na estrutura do mineral, como, por exemplo,  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}^{3+}$  ou outros cátions (GU et al., 2018; T. R. YU, 1997; UDDIN, 2018). Esse processo leva a produção de argilas 2:1

(montmorillonita, vermiculita, illita etc.), mais presentes em regiões de climas temperados e são constituídas por dois tetraedros de silício e um octaedro de alumínio) ou 1:1 (caulinita), que possui um tetraedro de silício e um de alumínio (VELDE, 1995). As argilas 2:1 tendem a possuir uma capacidade de troca catiônica (CTC) maior do que as argilas 1:1, ocorrendo de forma inversa para a capacidade de troca aniônica (CTA) (MATOS; MATOS, 2017b; RONQUIM, 2010)

A carga pode ser oriunda, ainda, da ionização de grupos  $Al.OH^-$  e  $Si.OH^-$ , principalmente nas extremidades das argilas (FRISSEL, 1961). Algumas argilas como caulinita e óxido-hidróxidos de ferro e alumínio podem ter o sinal e a magnitude de suas cargas dependentes do pH do meio (CUNHA et al., 2014; MEKARU; UEHARA, 1972).

O pH, ao determinar a distribuição de espécies químicas, interfere diretamente na adsorção. Esta interferência pode ser maior ou menor dependendo do adsorvente utilizado uma vez que as cargas da superfície do mesmo dependem da sua composição e das características da superfície. Uma forma de verificar a tendência de formação de cargas de superfície dependendo do pH é por meio do ponto de carga zero (PCZ), valor no qual a carga líquida de superfície é nula. Em valores de pH inferiores ao PCZ, a carga superficial é positiva e a adsorção de ânions é favorecida; e para valores de pH superiores ao PCZ, a carga superficial é negativa e a adsorção de cátions é favorecida (APPEL et al., 2003; NASCIMENTO et al., 2014).

### 5.3.2 Modelos de adsorção

As formas mais usuais de se avaliar a mobilidade de contaminantes em meios porosos são por meio de ensaios de adsorção por equilíbrio em lote ou em colunas de lixiviação. O primeiro método consiste essencialmente em realizar ensaios controlados com soluções ou efluentes de concentração conhecida, alíquotas fixas e quantidade de adsorvente fixa ou variável. Já o segundo consiste em dispor o efluente, ou solução, em colunas fixas preenchidas com o adsorvente determinando variáveis como gradiente hidráulico e saturação e parâmetros como condutividade hidráulica. A partir desses valores e monitoramento da concentração do contaminante no percolado, pode-se avaliar, modelar e projetar o comportamento para diferentes escalas de experimento (MATOS; MATOS, 2017a).

A defasagem entre a velocidade de transporte do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução percolante, em meios porosos, é definida como fator de

retardamento. Este valor representa o retardamento do soluto em razão de sua reatividade com o meio poroso, sendo determinado indiretamente por ensaios de adsorção e determinação dos coeficientes das isothermas de adsorção, ou, diretamente, a partir de análise da curva de eluição do soluto, obtida em colunas de lixiviação (MATOS; MATOS, 2017b).

Substituindo as isothermas de adsorção na equação geral de transporte e efetuando-se sua diferenciação, obtém-se as definições matemáticas do fator de retardamento para cada uma ( Tabela 3).

**Tabela 3:** Principais modelos de isothermas de adsorção

Modelos	Equação geral	Fator de retardamento
<b>Linear</b>	$S = Kd * C$	$R = 1 + \frac{\rho_s * Kd}{\theta}$
<b>Freundlich</b>	$S = Kf * C^n$	$R = 1 + \frac{\rho_s * n * Kf * C^{n-1}}{\theta}$
<b>Temkin</b>	$S = a + Kt * \ln(C)$	$R = \frac{\rho * Kt}{\theta * C}$
<b>Langmuir</b>	$S = \frac{C * Q * Klg}{1 + C * Klg}$	$R = 1 + \frac{\rho_s * Q * Klg}{(\theta * (1 + C * Klg)^2)}$

Fonte: MATOS e MATOS (2017b)

Os ensaios em colunas de lixiviação avaliam a variação na concentração do soluto, em termos de concentração relativa ( $C/C_0$ ) em função do volume de poros (VP) do meio poroso presente na coluna, denominando-se curva de eluição (CHOWDHURY et al., 2013; TSAI et al., 1999). A partir do gráfico gerado, o fator de retardamento pode ser calculado da seguinte maneira (MATOS; MATOS, 2017b):

- Estimar o fator retardamento (R), identificando o número de VP associados a  $C/C_0 = 0,5$ ;
- Traçar uma reta tangente ao ponto de intercepto  $C/C_0 = 0,5$ , definir o ângulo de inclinação da tangente a esse ponto na curva ( $\alpha$ ) e calcular o número de Peclet (P), conforme Eq. 1;

$$P = 4 * \pi * R^2 * (tg \alpha)^2 \quad \text{Eq. 1}$$

- Identificar, na Figura 4, um novo valor de  $C/C_0$  e obter, na curva de eluição, o valor de número de VP ou o fator de retardamento correspondente;
- Repetir os processos até que o novo ângulo ( $\alpha$ ) esteja próximo ao anterior e considerar que o sistema convergiu, nessa condição, o fator de retardamento foi obtido.

Pode-se determinar o número de Peclet numericamente ainda, dada as condições do ensaio:

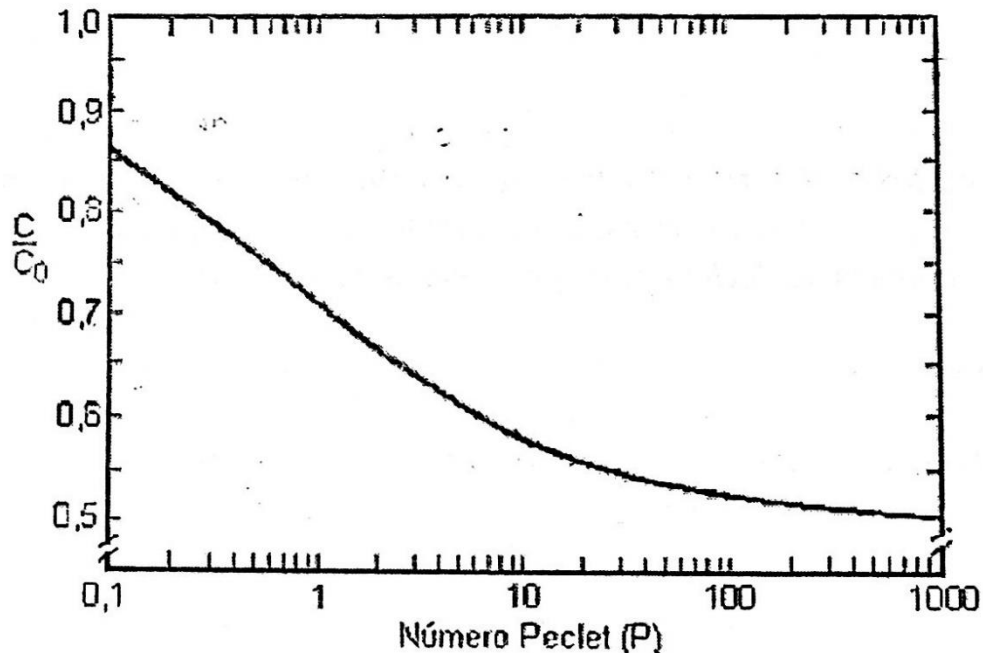
$$P = \frac{v * L}{D} = \frac{L}{d} \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

- $v$ : velocidade de escoamento nos poros ( $L * T^{-1}$ );
- $L$ : comprimento da coluna (L);
- $D$ : coeficiente de dispersão-difusão ( $L^2 * T^{-1}$ )
- $d$ : dispersividade(L);

O número de Peclet ainda é usado em soluções numéricas e analíticas em modelos de dispersão axial. Ele reflete as características do meio e a razão entre as taxas de transporte advectivo e difusivo (DELGADO, 2007; RASTEGAR; GU, 2017). Quanto maior seu valor, mais significativa é a advecção no ensaio e vice-versa. E quanto maior a escala do experimento, menos significativa é a difusão uma vez que a dispersividade longitudinal tende a ser maior (RIBEIRO et al., 2011; SCHULZE-MAKUCH, 2005; WHEATCRAFT; TYLER, 1988). A dispersividade é ainda um dos parâmetros mais difíceis de ser obtido, pois é dependente da escala, do grau de heterogeneidade e anisotropia do meio físico (PALMA; GERAIS, 2005).

**Figura 4:** Curva de correção concentração relativa ( $C/C_0$ ) para obtenção do volume de poros (VP), em função do número de Peclet ( $P$ ) do sistema montado para obtenção da curva de eluição



Fonte: MATOS e MATOS (2017b)

A velocidade de escoamento nos poros interfere diretamente nos coeficientes e taxas de adsorção, apresentando resultados divergentes na literatura, indicando em estudos que quanto maior a velocidade de escoamento nos poros, maiores os coeficientes e taxas de adsorção (DARLAND; INSKEEP, 1997; PANG et al., 2002) ou mesmo que não apresentam correspondência (BAJRACHARYA; TRAN; BARRY, 1996). As explicações para a interferência nos coeficientes são variadas devido à essas divergências nos experimentos e limitações em validações experimentais em função da dificuldade no monitoramento simultâneo de distribuição espaço-temporal do soluto dissolvido e adsorvido (ZHANG; CRAWFORD; YOUNG, 2008). O que se apresenta como maior consenso é de que o tamanho dos poros afeta os processos adsorptivos em função da área de superfície (MANGUN et al., 1998; SURESH KUMAR et al., 2019). As divergências e complexidade dos ensaios vem trazendo grande interesse em pesquisas de modelagem de poro-escala, que é uma ferramenta essencial para conectar os mecanismos de microescala com padrões macroscópios, mas ainda existem poucas comparações quantitativas entre os vários modelos existentes e dados experimentais (ZHAO et al., 2019).

## 5.4 Transporte de vírus no solo

### 5.4.1 Organismos indicadores

A avaliação da mobilidade de vírus no solo se dá, usualmente, em colunas e modelos unidimensionais, em escala de laboratório. Em diversos estudos de mobilidade desses microrganismos, foram utilizados colifagos (vírus que infectam apenas coliformes) como indicadores conservadores da presença de vírus patogênicos (JIN et al., 1997; SCHIJVEN; HASSANIZADEH, 2000; TORKZABAN et al., 2006), sendo que as espécies mais utilizadas são descritas no Quadro 2. Colifagos são divididos em dois grupos, F+ ou F-específicos, que infectam a bactéria hospedeira pela pili, e somáticos, que infectam através da membrana externa (USEPA, 2015).

**Quadro 2:** Principais espécies de colifagos utilizadas como indicadores da presença de vírus

Nome	Grupo	Família	Estrutura
<b>PRD1</b>	Somático	<i>Tectiviridae</i>	Não envelopado, icosaédrico, 66 nm de diâmetro
<b>MS2</b>	F+	<i>Leviviridae</i>	Não-envelopado, virion esférico, 26 nm de diâmetro
<b>T1 e T7</b>	Somático	<i>Autographiviridae</i>	Não envelopado, head-tail, 60 nm de diâmetro. Capsídeo icosaédrico.
<b>Phi X 174</b>	Somático	<i>Microviridae</i>	Não envelopado, esférico

Fonte: Adaptado de HULO et al., (2011)

Dentre os colifagos, os F+ se destacam em relação aos somáticos por vários fatores como o fato de serem específicos para poluição fecal, não se multiplicam no esgoto ou meio aquoso, uma vez que dependem da fase log de crescimento da bactéria hospedeira e por possuírem estrutura similar aos de enterovírus, como o vírus da poliomielite (USEPA, 2015).

De acordo com Grabow (1986) e Jofre *et al.*, (2016) , as principais vantagens da utilização de vírus indicadores em comparação aos vírus patogênicos são:

- Determinação da concentração ou unidades formadoras de placas (UFP) mais simples, rápida e econômica por meio de técnicas de crescimento em placas;
- Do ponto de vista estrutural, são similares aos vírus entéricos;
- Não possuem patogenicidade em seres humanos, o que facilita o trabalho em laboratório;
- Podem ser feitas soluções sintéticas com concentrações da ordem de  $10^{10-12}$  UFP/ml;
- Resistência similar às de vírus entéricos em processos de desinfecção;
- Divididos em somáticos, que infectam a bactéria hospedeira através da parede celular, ou sexuais, também denominados F+, que infectam através da *pili*; F+ infecta apenas E coli
- Estão, geralmente, em concentrações iguais ou superiores em relação às dos vírus entéricos;

#### 5.4.2 Adsorção de vírus e colóides em meios porosos

Os principais patógenos avaliados em sistemas de disposição de águas residuárias no solo são ovos de helmintos, oocistos de protozoários, bactérias e vírus (CRITES; REED; BASTIAN, 2000; QUANRUD et al., 2003; USEPA, 2006). Em função do tamanho e da mobilidade, vírus e bactérias levam à preocupação no que se refere à contaminação de águas subterrâneas, principalmente em sistemas de infiltração/percolação. Vírus, ao contrário de bactérias, não são suficientemente filtrados no solo, tendo como principal mecanismo de remoção ou imobilização a sua adsorção à fase sólida (MATOS; MATOS, 2017a; USEPA, 2006).

Em decorrência da semelhança de tamanho entre partículas coloidais e vírus, a teoria de adsorção pode ser aplicada no caso do transporte desses microrganismos em meios porosos e, considerando seu caráter geralmente aniônico, esses organismos podem competir com outros ânions e matéria orgânica dissolvida por sítios de adsorção à argila, tornando o risco teórico de contaminação das águas subterrâneas plausível (GERBA, 1984). Esse fato está ligado aos diferentes teores de argila do solo, sendo que a presença de matéria orgânica, óxidos de ferro e outros metais e menor capacidade de troca catiônica (CTC) estão associados à maior retenção de vírus no solo (CHU et al., 2001; PANG et al., 2008), proporcionada pela sua adsorção dos mesmos em sítios de retenção positivos (SCHIFFENBAUER; STOTZKY, 1983). De acordo

com Schiffenbauer (1983), os colifagos T1 e T7 são mais adsorvidos em caulinita (argila 1:1) do que montmorilonita (argila 2:1), demonstrando a necessidade de se avaliar o comportamento dos colifagos em solos tropicais, cuja presença de argilas 1:1 e oxi-hidróxidos de ferro e alumínio são maiores.

A mobilidade de partículas coloidais em meios porosos é maior, tendo sua atenuação e fator de retardamento maiores do que espécies químicas dissolvidas (PANG; ŠIMŮNEK, 2006). Em função disso, uma grande preocupação na hidrogeologia nas últimas décadas se refere ao transporte facilitado de contaminantes adsorvidos aos coloides (ARTINGER et al., 2002; GHIASI; NIKSOKHAN; MAHDAVI MAZDEH, 2020; KHEIRABADI; NIKSOKHAN; OMIDVAR, 2017; NAIR, 2019; PANG; ŠIMŮNEK, 2006). Há, no entanto, que se considerar os processos de retenção e filtração dessas partículas, além de possível imobilização e inibição do contaminante adsorvido (PANG; ŠIMŮNEK, 2006). Em função disso, tanto pelo tamanho dos vírus quanto pela possibilidade de estarem adsorvidos em colóides, o potencial de contaminação de águas subterrâneas por estes microrganismos é preocupante.

As características do meio aquoso podem ainda interferir nos processos de adsorção e multiplicação dos colifagos. Segundo Bixby(1979), a presença de ácido fúlvico pode acarretar na complexação de bacteriófagos MS2, impedindo sua adsorção no solo. De acordo com Yates (1985), a sobrevivência de vírus em águas subterrâneas não correlaciona com pH, concentração de nitrato, turbidez ou dureza da água, entretanto cátions como cálcio e magnésio promovem a adsorção do fago na bactéria hospedeira por aumento da salinidade (HAVELAAR; HOGEBOM, 1983; YATES; GERBA; KELLEY, 1985).

De acordo com Cao (2010), o aumento de salinidade no meio aquoso propicia a adsorção de colifagos MS2, possivelmente por reduzir a dupla camada difusa do vírus e solo/areia, elevando a adsorção. Quanto aos sítios de adsorção irreversíveis, a elevação da salinidade reverteu as cargas de algumas partículas de areia de negativas para positivas, convertendo sítios reversíveis para irreversíveis e elevando a eficiência da adsorção. Esta verificação ainda é corroborada por Torkzaban et al. (2006), que verificaram que a adsorção de vírus MS2 e PhiX174 é favorecida com o aumento da força iônica da solução e pH de 7.

Moore et al. (1981) investigaram os processos adsorptivos envolvidos em solos e minerais com o vírus da pólio. De acordo com os autores, comparados com minerais, os solos foram considerados fracos adsorventes; sendo que os minerais montmorillonita, glauconita e



xisto betuminoso foram menos eficientes na remoção. Os minerais adsorventes mais eficientes foram a magnetita e hematita, ambos óxidos de ferro. Foi verificado ainda que quanto maior o teor de matéria orgânica e cargas negativas, menor a adsorção do vírus.

A presença de matéria orgânica solúvel pode influenciar de forma negativa a adsorção por ocupar sítios de adsorção, ao contrário do observado por Bixby (1979). De acordo com Zhuang (2003), a matéria orgânica associada aos minerais pode promover o transporte de fagos de forma distinta, sendo que o fago MS2 pode percolar de forma mais rápida que o PhiX174 em uma solução fosfatada, possivelmente devido às diferenças de cargas de superfícies entre ambos. Similarmente, MS2 foi menos retido em colunas de areia com concentrações elevadas de ácido húmico, cujo efeito não foi observado pelo PhiX174. Esse trabalho sugere que a competição por sítios de troca pelo ácido húmico pode explicar esse mecanismo. Além disso, o trabalho indicou que o efeito da matéria orgânica depende de suas propriedades e do tipo de vírus. De forma geral, foi verificado que o efeito da matéria orgânica foi dominado por interações eletrostáticas ao invés de interações hidrofóbicas.

A presença de óxidos metálicos, como o de ferro, pode ainda estar associada à mecanismos de inativação não completamente esclarecidos (RYAN et al., 2002; ZHAO et al., 2008). Acredita-se que a inativação nestes casos ocorra devido à uma forte adsorção entre vírus e estes óxidos resultantes de interações eletrostáticas, que podem desintegrar os vírus ou torná-los inativos (YOU et al., 2005).

### 5.4.3 Modelos matemáticos unidimensionais

#### 5.4.3.1 Transporte de contaminantes

Como desenvolvimento da equação de transporte por advecção-difusão, pode-se fazer simplificações para descrever apenas o movimento de soluto em um determinado eixo. Ao se considerar um perfil homogêneo, coeficiente de dispersão-difusão constante e escoamento em meio saturado e permanente e todos os termos referentes à adição ou remoção do soluto inclusos no termo  $Q_i$ , a equação de transporte unidimensional pode ser apresentada como (MATOS; MATOS, 2017a):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_s * \partial S}{\theta * \partial t} = D * \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v * \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{Q_i}{\theta} \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

- $S$  [ $M.M^{-1}$ ]: Concentração do soluto na fase sólida;
- $\rho_s$  [ $M.L^{-3}$ ]: massa específica do meio poroso;
- $C$  [ $M.L^{-3}$ ]: Concentração de soluto na solução;
- $\theta$  [ $L^3.L^{-3}$ ]: Conteúdo volumétrico de água;
- $D$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Coeficiente de dispersão;
- $v$  [ $L.T^{-1}$ ]: Velocidade de deslocamento da solução pelos poros;
- $Q_i$  [ $M.L^{-3}.T^{-1}$ ]: Taxa de remoção ou suprimento de soluto não incluída em  $S$ ;
- $x$  é a variável espacial(L) e  $t$  o tempo (T).

Dessa forma, o primeiro termo da Eq. 2 refere-se à variação temporal da concentração no soluto na fase líquida; o segundo à variação temporal da concentração do soluto na fase sólida; o terceiro ao fluxo difusivo-dispersivo; o quarto ao fluxo advectivo ou de massa; e quinto à remoção ou suprimento de soluto. Sendo que a remoção ou suprimento ( $Q_i$ ) refere-se à precipitação ou dissolução química, absorção de solutos por raízes de plantas e a utilização e transformação de solutos por microrganismos no solo. Conforme explicado anteriormente, a substituição da relação entre soluto e solo ( $S$ ) por um termo que associe a massa adsorvida à fase sólida com a concentração de equilíbrio do soluto na solução do solo, facilita a obtenção de uma solução analítica da equação, podendo-se então reescrever a equação 2 como:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D * \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v * \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{Q_i}{\theta} \quad \text{Eq. 3}$$

A partir dessa simplificação, pode-se encontrar as soluções analíticas para uma fonte contínua (VAN GENUCHTEN; WIERENGA, 1986), considerando ainda um decaimento de primeira ordem:

$$\frac{C(X, t)}{C_0} = 0,5 * e^{-\lambda * t} * \left( \text{ERFC} \left( \frac{R * X - v * t}{2 * (D * R * t)^{0,5}} \right) + e^{vx * \frac{L}{D}} * \text{ERFC} \left( \frac{R * X + v * t}{2 * (D * R * t)^{0,5}} \right) \right) \quad \text{Eq. 4}$$

Em que ERFC é definida como função erro complementar:

$$ERFC(x) = \frac{2}{\pi^{0,5}} \int_0^x e^{-h^2} * dh \quad \text{Eq. 5}$$

Tais soluções analíticas, com o advento da computação, otimização de algoritmos de soluções numéricas por elementos finitos, por exemplo, e validação de dados, vem sido substituídas devido ao menor gasto computacional e possibilidade de se realizar mais simulações em um menor tempo (CELIA et al., 2005; MANGENEY; HEINRICH; ROCHE, 2000)

#### 5.4.3.2 Vírus

Inúmeros estudos (JIN et al., 1997; ROELS, 2009; SCHIJVEN; HASSANIZADEH, 2000; TORKZABAN et al., 2006) utilizaram a equação de Darcy para vazão em condição saturada (Eq. 6) e a equação de advecção-dispersão-adsorção-inativação (Eq. 7). Verifica-se que este modelo não inclui o desenvolvimento de fagos após infecção das bactérias hospedeiras ou replicação viral, o que poderia ocorrer, teoricamente, no caso de colifagos somáticos mas não em F+, que dependem da fase log de crescimento do hospedeiro e temperatura acima de 30°C (GRABOW, 2001). Entretanto, já foi verificado que o aumento da concentração de colifagos somáticos fora do trato digestivo é insignificante (JOFRE, 2009). Esta possível limitação não foi verificada em estudos prévios, uma vez que se utiliza, geralmente, efluentes sintéticos contendo apenas o vírus indicador e ausência de novas bactérias hospedeiras.

Dentre os softwares utilizados para modelagem, destacam-se o *software Hydrus 1-D* (ŠIMŮNEK et al., 2013) e *COMSOL Multiphysics®* acoplado ao *MatLab* para calibração. Verifica-se, nestes estudos, que os parâmetros estimados pela análise inversa do modelo e sensibilidade são principalmente os coeficientes de anexação, desanexação e difusão. Os coeficientes de inativação dos vírus em fase sólida e líquida, respectivamente  $\mu s/\mu l$ , são apenas determinados para a fase livre em meio aquoso, partindo-se da teoria e verificações prévias de que a razão  $\mu s/\mu l$  tende ao valor de um. Os ensaios em colunas previamente saturadas tendem a ser mais simples em relação à condição não saturada, uma vez que diversos parâmetros da curva de retenção de água no solo e equação de van Genuchten (GENUCHTEN, 1980) devem ser encontrados para determinação da condutividade hidráulica em saturação variada. Dessa

forma, não se mostra necessário o uso de tensiômetros nas colunas para determinação do potencial matricial da água, uma vez que é constante em colunas saturadas em todo o perfil após estabilização da vazão.

$$q = -Ks * \frac{dH}{dx} \quad \text{Eq. 6}$$

Em que,

$q$  [ $LT^{-1}$ ]: Vazão;

$H$  [L]: Carga hidráulica;

$Ks$  [ $LT^{-1}$ ]: Condutividade hidráulica em meio saturado

A equação de transporte advectivo-dispersivo pode, então, ser assim expressa:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho b * \partial S}{n * \partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D * \frac{\partial C}{\partial x} \right) - v * \frac{\partial C}{\partial x} - \mu l * C - \mu s * \rho / n * S \quad \text{Eq. 7}$$

Em que,

- $C$  [ $UFP.L^{-3}$ ]: Concentração de vírus na água;
- $S$  [ $UFP.M^{-1}$ ]: Vírus adsorvido por unidade de massa do solo;
- $\rho s$  [ $M.L^{-3}$ ]: massa específica do solo;
- $D$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Coeficiente de dispersão;
- $v$  [ $L.T^{-1}$ ]: Velocidade da água nos poros;
- $n$  [adimensional]: porosidade do solo;
- $\mu s$  [ $T^{-1}$ ] e  $\mu l$  [ $T^{-1}$ ]: coeficientes de inativação na fase sólida e líquida.

A variação na quantidade de vírus adsorvida em relação ao tempo pode ser descrita por:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{n}{\rho_b} k_{att} C - k_{det} S - \mu_s S \quad \text{Eq. 8}$$

Em que,

- $k_{att}$  [ $T^{-1}$ ] e  $k_{det}$  [ $T^{-1}$ ]: Coeficiente de anexação e desanexação.

## 5.5 Hydrus-1D

O *software* Hydrus-1D (ŠIMŮNEK et al., 2013) simula, por diferentes modelos, o transporte unidimensional de água, calor e solutos em meios porosos de saturação variada. Possui uma interface gráfica *user-friendly* e interativa guiada. Essencialmente, o Hydrus-1D resolve numericamente a equação unidimensional de Richards (Eq. 9) para transporte de água em saturação variada e equações resultantes de advecção-difusão, calor e transporte de solutos. O transporte de água pode levar em consideração extração por raízes e pluviometria, além de porosidade dupla do meio poroso e considerar mobilização da água em apenas um tipo de poro ou em ambos.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} * \left( K(\theta) * \left( \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) \quad \text{Eq. 9}$$

Em que,

- $K [LT^{-1}]$ : Condutividade hidráulica;
- $h[L]$ : Potencial matricial induzido pela capilaridade;
- $z[L]$ : Elevação acima do datum de referência;
- $\theta [L^3.L^{-3}]$ : Conteúdo volumétrico de água;
- $t[T]$ : Tempo.

As soluções das equações de transporte de solutos consideram a advecção e difusão no meio líquido e também na fase gasosa. Consideram ainda condições não lineares de não equilíbrio, como reações entre fase líquida e sólida, reações lineares entre fase líquida e gasosa, produção de ordem zero e duas reações de primeira ordem de degradação, uma sendo independente dos outros solutos e outra que prevê o acoplamento entre solutos envolvidos em reações sequenciais de degradação de primeira ordem. O transporte advectivo de solutos em não-equilíbrio pode considerar ainda formulação de porosidade dupla em que se particiona a fase líquida em dois regiões, uma imóvel e outra móvel. Alternativamente, as equações de transporte podem incluir anexação/desanexação cinética do soluto na fase sólida, possibilitando a simulação de transporte de vírus, coloides e bactérias (ŠIMŮNEK et al., 2013),

O módulo de reações químicas considera, principalmente,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{H}_4\text{SiO}_4$ , alcalinidade e  $\text{CO}_2$ . O modelo considera reações de equilíbrio entre esses componentes por meio de complexação, troca catiônica e precipitação/dissolução. As equações diferenciais parciais que governam o transporte em condição de não equilíbrio envolvendo um decaimento de sequencial de primeira ordem em transporte de água transiente e em um meio poroso rígido de saturação variada é apresentado nas Eq. 10 e 11(ŠIMŮNEK et al., 2013).

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \theta_{cl}}{\partial t} + \frac{\partial \rho_{sl}}{\partial t} + \frac{\partial a_v g_l}{\partial t} = \\ & \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D_l^w \frac{\partial c_l}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( a_v D_l^w \frac{\partial g_l}{\partial x} \right) - \frac{\partial q c_l}{\partial x} - r_{a,l} - (\mu_{w,l} + \mu_{s,l}) * \theta c_l \\ & - (\mu_{s,l} + \mu_{s,l}) \rho s_l - (\mu_{g,l} + \mu_{g,l}) a_v g_l + \gamma_{s,l} \theta + \gamma_{s,l} \rho + \gamma_{s,l} a_v \end{aligned} \quad \text{Eq 10}$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial \theta_{ck}}{\partial t} + \frac{\partial \rho_{sk}}{\partial t} + \frac{\partial a_v g_k}{\partial t} = \\ & \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D_k^w \frac{\partial c_k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( a_v D_k^g \frac{\partial g_k}{\partial x} \right) - \frac{\partial q c_k}{\partial x} - (\mu_{w,k} + \mu_{w,k}) \theta c_k \\ & - (\mu_{s,k} + \mu_{s,k}) \rho s_k - (\mu_{g,k} + \mu_{g,k}) a_v g_k + \mu_{w,k-1} \theta c_{k-1} \\ & + \mu_{s,k-1} \rho s_{k-1} + \mu_{g,k-1} a_v g_{k-1} + \gamma_{w,k} \theta + \gamma_{s,k} \rho + \gamma_{g,k} a_v \\ & - r_{a,k} \quad k \in (2, n_s) \end{aligned} \quad \text{Eq. 11}$$

Em que:

- C, s e g [ $\text{M.L}^{-3}$ ]: Concentração do soluto nas fases líquida, sólida e gasosa, respectivamente;
- Q [ $\text{L.T}^{-1}$ ]: densidade de fluxo volumétrico
- $M_w$ ,  $\mu_s$  e  $\mu_g$  [ $\text{T}^{-1}$ ]: Coeficientes de primeira ordem do soluto na fase líquida, sólida e gasosa, respectivamente
- $\mu_w'$ ,  $\mu_s'$ , e  $\mu_g'$  [ $\text{T}^{-1}$ ]: Coeficientes similares de primeira ordem do soluto na fase líquida, sólida e gasosa, respectivamente, provendo conexões entre espécies em cadeia;
- $\gamma_w$  [ $\text{M.L}^3\text{T}^{-1}$ ] ,  $\gamma_s$  [ $\text{T}^{-1}$ ] e  $\gamma_g$  [ $\text{M.L}^3\text{T}^{-1}$ ]: Coeficientes de ordem zero da fase sólida, líquida e gasosa, respectivamente;
- $\rho$  [ $\text{M.L}^{-3}$ ]: massa específica do solo;
- $a_v$  [ $\text{L}^3.\text{L}^{-3}$ ]: conteúdo de ar;
- $r_a$  [ $\text{M.L}^3.\text{T}^{-1}$ ]: extração de águas por raízes

- $D_w$  e  $D_g$  [ $L^3.T$ ]: Coeficiente de dispersão-difusão da fase líquida e gasosa, respectivamente;
- $W, s$  e  $g$ : subscritos que se referem a fase líquida, sólida e gasosa;
- $K$ : subscrito que se refere o k-ésimo número em cadeia;
- $N_s$ : número de solutos.

A solução numérica se dá por meio da discretização do perfil em “N” nós, considerando o eixo vertical “x” como positivo para cima. Para a solução numérica da equação de Richards é utilizado um sistema próprio de massa aglomerada, similar à um esquema convencional de elementos finitos. Enquanto isso, o método de Galerkin de elementos finitos é utilizado para a solução das equações de transporte de calor e solutos condicionados às condições iniciais de limites de contorno apropriadas (ŠIMŮNEK et al., 2013).

## 5.6 Ensaios em coluna

Uma síntese de vários estudos envolvendo ensaios em colunas de lixiviação com vírus é apresentada no Quadro 3. Verifica-se que os meios porosos utilizados são sempre arenosos ou mesmo composições de areias e que a mobilidade encontrada é elevada. Em todos os casos, foi utilizado um efluente sintético nos ensaios. Os valores baixos de fator de retardamento indicam uma elevada mobilidade desses microrganismos.

**Quadro 3:** Síntese de estudos de colunas de lixiviação envolvendo transporte de vírus em colunas saturadas e com efluentes sintéticos

Organismo	Material poroso	Fator de retardamento	Observações	Referência
MS2 Phi174	Areia de ottawa	1,07-1,11 1	-	(JIN et al., 1997)
Phi174 MS2	Areia com diâmetro médio (d50) de 140 mm e uniformidade (d60/d10) de 1.6	0,9-1,1 0,9-1,1	Saturado e não saturado 23 cm	(TORKZABAN et al., 2006)
MS2 PRD1 Qb	Solo de um aquífero arenoso Brazos Alluvium	2,32 2,70 1,72	78 cm	(DOWD et al., 1998)

Phi174		1,79			
PM2		1,43			
MS2	Areia fina argilosa de Vint e aluvião recente	0,8	1	m	(POWELSON, 1990)
MS2 Phi174	Solos arenosos(Delaware, Orange County e Arizona)	0,9-1,1 0,9-1,1	10 cm	Saturado e não saturado	(CHU et al., 2003)
PRD1 Phi174	Areia pura e composição de biochar	0,9-3 0,9-3	-		(SASIDHARAN et al., 2016)

Fonte: Autor

Os estudos encontrados reafirmam a necessidade de se avaliar o transporte de vírus em solos argilosos de regiões tropicais e com efluentes reais. Também mostram a lacuna em relação ao tratamento das amostras serem deformadas ou indeformadas. Além de variações em várias características como porosidade, densidade e permeabilidade, impossibilita-se a obtenção de valores de condutividade hidráulica saturada no caso de aquíferos e meios porosos heterogêneos, em que os valores podem divergir nos três eixos cartesianos x, y e z (FEITOSA et al., 2008).



## 6 MATERIAIS E MÉTODOS

### 6.1 Caracterização e composição das classes texturais do solo

Como material base no preparo das misturas de diferentes classes texturais, foi utilizado solo de reconhecido avançado grau de intemperização e o seu horizonte A, sendo um latossolo vermelho coletado em um loteamento em área de cerrado no município de Lagoa Santa – MG (Figura 5). Fez a remoção da camada superficial de matéria orgânica com uma enxada. Foram coletadas amostras deformadas do solo que foram encaminhadas ao laboratório de Solos da UFV. O solo coletado para os ensaios posteriores foi armazenado em sacos de 20 litros até a realização dos ensaios nas colunas de lixiviação.

**Figura 5:** Perfil do solo coletado



Fonte: O autor

Os tipos de solos presentes na região são informados no Anexo 1 e Anexo 2 (FEAM; UFV, 2010). Percebeu-se que os solos na região possuíam elevado teor de argila ao tato, verificado também conforme as classes de solo presentes na região, sendo principalmente latossolos e argissolos. Possivelmente, as classes de solos identificadas na região possuirão comportamento similar nos resultados deste trabalho devido às mesmas condições de intemperismo, rocha matriz e classe textural. Foi realizada então uma caracterização físico química de rotina das amostras conforme Quadro 4.

**Quadro 4:** Análises físico químicas realizadas nas amostras de solo e metodologias

<b>Análise</b>	<b>Metodologia</b>
<b>Granulometria</b>	ABNT 6502/1995
<b>Porosidade efetiva</b>	Método do balão volumétrico (MATOS, 2012)
<b>Condutividade hidráulica saturada</b>	Permeâmetro de carga constante (MATOS; MATOS, 2017a)
<b>Delta pH</b>	(MATOS, 2012)
<b>CTC</b>	(CLAESSEN et al., 1997)
<b>MO</b>	(CLAESSEN et al., 1997)

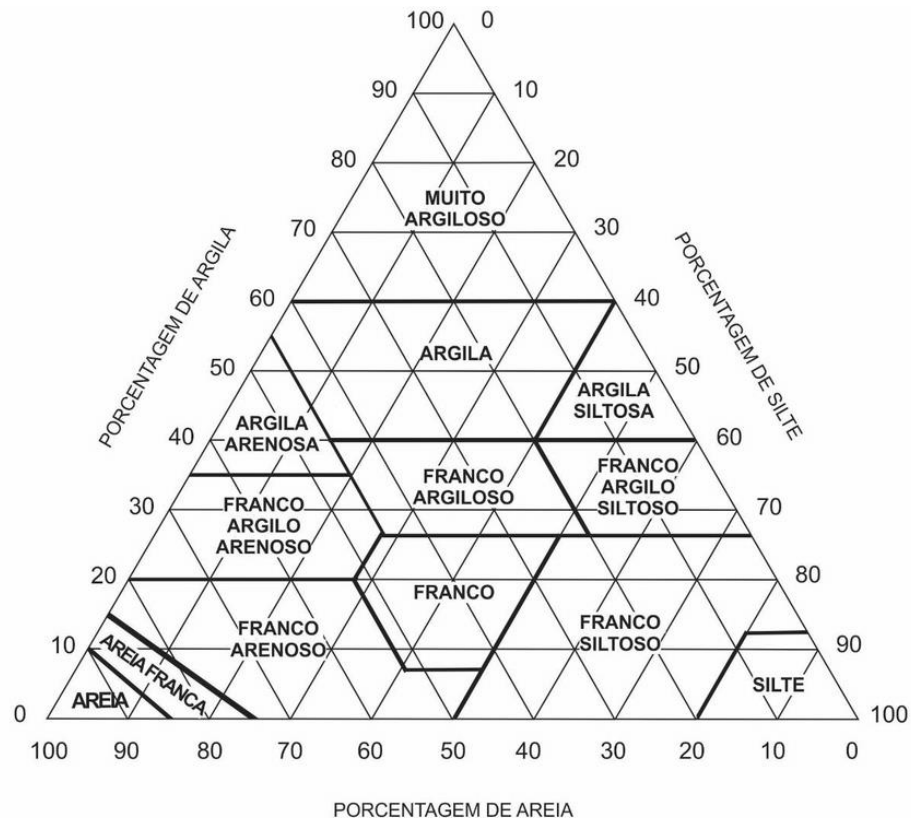
Fonte: Autor

## 6.2 Preparo das misturas solo-areia

As proporções de areia e solo das misturas foram definidas a partir de ensaios isolados em que foram avaliadas a condutividade hidráulica associada à cada mistura, viabilidade operacional para as coletas de percolados durante os ensaios de coluna de lixiviação e possibilidade de obtenção de classes texturais diferentes (Figura 6). O percentual de argila e silte do solo coletado foram respectivamente de 74% e 15 %, classificando o mesmo como “muito argiloso”. Verificou-se que adições acima de 60% de areia em relação à massa seca do solo conduziram à valores de condutividade hidráulica acima de 15cm/min, o que inviabilizaria as demais etapas do experimento em função dos curtos intervalos de amostragem, inferiores à

5 segundos. Dessa forma, fez-se a composição com as faixas de 30% (S30) e 60% (S60) de areia adicionada em relação à massa seca do solo. As misturas foram então preparadas em uma betoneira previamente lavada com brita 1 e água. Após a lavagem, o solo e areia foram adicionados, mantendo-se a betoneira em agitação por 30 minutos. Após a composição de cada mistura, a betoneira foi novamente lavada com brita e água.

**Figura 6:** Triângulo de classificação textural das misturas solo-areia

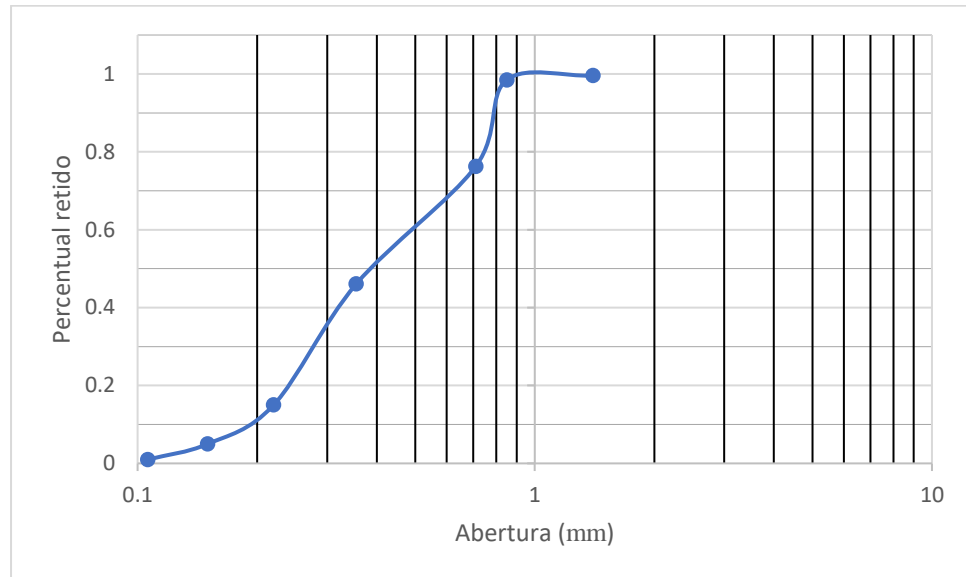


Fonte: CLAESSEN et al., (1997)

A areia utilizada para a composição das misturas foi lavada diversas vezes em água corrente e peneirada em aberturas de 0,97 mm e 3 mm para remoção da argila. Após esse procedimento, de modo a remover coloides adsorvidos à superfície das partículas de areia e fragmentos de calcário, a areia foi previamente lavada com ácido muriático/clorídrico (33%) em bacias deixadas em repouso por 12h. O material após tratamento apresentou a curva granulométrica da Figura 7. Verifica-se que o diâmetro médio( $d_{50}$ ) corresponde a aproximadamente 380  $\mu\text{m}$  e dos solos possui um índice de uniformidade ( $d_{60}/d_{10}$ ) de valor 5.

Verifica-se, portanto, que as concentrações de argila e silte na areia foram substancialmente removidas.

**Figura 7:** Curva granulométrica da areia utilizada para as composições



### 6.3 Caracterização e composição dos solos

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 4, o latossolo utilizado como base para as misturas possui elevado teor de argila, o que impossibilitou a obtenção de outras classes de textura considerando os teores de areia adicionados, que foram limitados em 30% e 60% devido ao aumento da condutividade hidráulica saturada em valores maiores do que esses.

**Tabela 4:** Caracterização das misturas solo-areia utilizadas

<b>Caracterização</b>	<b>Material</b>	<b>SB</b>	<b>S30</b>	<b>S60</b>
	<b>Argila (%)</b>	74,0	63,4	48,4
	<b>Silte (%)</b>	14,9	11,4	8,7
<b>Textura</b>	<b>Areia fina (%)</b>	3,7	4,9	6,3
	<b>Areia grossa (%)</b>	7,4	20,3	36,6
	<b>Textura</b>	Muito argilosa	Muito argilosa	Argila

<b>Física</b>	<b>Densidade das partículas (g.cm<sup>3</sup>)</b>	2,56	2,50	2,44
	<b>Densidade do solo (g.cm<sup>3</sup>)</b>	1,12	1,05	0,93
	<b>Microporosidade (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)</b>	0,42	0,44	0,39
	<b>Macroporosidade (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)</b>	0,14	0,14	0,23
	<b>Porosidade total (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)</b>	0,56	0,58	0,62
	<b>Condutividade hidráulica saturada (cm/min)</b>	3,16	3,79	12,07
<b>Físico-química</b>	<b>pH H<sub>2</sub>O</b>	4,92	4,98	5,02
	<b>pH KCl</b>	4,34	4,79	4,77
	<b>ΔpH</b>	0,58	0,19	0,25
	<b>MO</b>	0,78	0,39	0,39
	<b>P (mg/dm<sup>3</sup>)</b>	0,1	0	0,1
	<b>K (mg/dm<sup>3</sup>)</b>	32	30	26
	<b>Ca<sup>2+</sup> (cmolc/dm<sup>3</sup>)</b>	1,26	1,11	1,03
	<b>Mg<sup>2+</sup> (cmolc/dm<sup>3</sup>)</b>	0,09	0,07	0,08
	<b>Al<sup>3+</sup></b>	0,49	0,39	0,29
	<b>H+Al (cmolc/dm<sup>3</sup>)</b>	2,9	2,6	1,8
<b>CTC (cmolc/dm<sup>3</sup>)</b>	4,33	3,85	2,99	

Fonte: Autor

Conforme esperado em relação às propriedades físicas das misturas (Tabela 4), a condutividade hidráulica saturada é diretamente proporcional ao teor de areia adicionado. Apesar das misturas apresentarem elevado teor de argila, as mesmas possuem condutividades elevadas para solos argilosos. Isso se deve à estrutura granular do latossolo vermelho utilizado, elevada porosidade e o fato de serem amostras deformadas. Por se tratar de misturas com elevado teor de argila, a microporosidade é elevada em relação à macroporosidade. Isso reflete diretamente na velocidade de escoamento entre os poros, uma vez que a solução apenas escoar através dos poros de maior diâmetro.

A densidade de partículas foi inversamente proporcional ao teor de areia adicionado, isso ocorreu, possivelmente, devido à sílica possuir densidade inferior à de oxi-hidróxidos de ferro e alumínio presentes no solo bruto, o que também se refletiu na densidade do solo em si.

A Taxa de infiltração estável (TIE) obtida no local de coleta foi de 16,4 m.d<sup>-1</sup>, valor próximo da condutividade hidráulica saturada de 19,58 m.d<sup>-1</sup>. O menor valor pode ter ocorrido em função de imprecisões e não estabilização absoluta da TIE ou mesmo devido à heterogeneidade do solo. A diferença obtida na condutividade hidráulica saturada das amostras deformada e indeformada se dá, principalmente, pela menor presença de macroporos na segunda.

No que se refere às características químicas das misturas (Tabela 4), a capacidade de troca catiônica, concentração de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e alumínio trocável foram inversamente proporcionais ao teor de areia adicionado, uma vez que a sílica é inerte e não elevaria esses parâmetros. O valor de pH 5 obtido e positivo de  $\Delta\text{pH}$  reforçam o caráter eletropositivo das misturas utilizadas, sendo característico dos solos brasileiros, bem desenvolvidos e intemperizados (FREITAS et al., 2014; MATOS; MATOS, 2017b; OLIVEIRA et al., 2004).

#### **6.4 Caracterização do efluente utilizado**

O efluente utilizado para o experimento foi oriundo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), operado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG / COPASA – CePTS (Figura 8). A escolha desse efluente se deve à menor concentração de sólidos suspensos e o menor risco de rápida colmatação da superfície do solo, que interferiria fortemente na permeabilidade desses meios. O reator experimental utilizado possui um equivalente populacional de 640 habitantes, diâmetro transversal de 2,5 m, altura útil de 4,5 m e volume de 22,0 m<sup>3</sup> (LOBATO, 2011). Os parâmetros de caracterização do efluente utilizado (Tabela 5) foram determinados conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

**Figura 8:** Reator UASB no CePTS utilizado no experimento

Fonte: O autor

**Tabela 5:** Caracterização físico-química do efluente de reator UASB utilizado

<b>DBO</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>DQO</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>NTK</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Dureza</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Sólidos</b> <b>totais</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>pH</b>	<b>CE</b> (μS.cm <sup>-1</sup> )
44,8	201	49,5	37	62,8	284	6,88	428

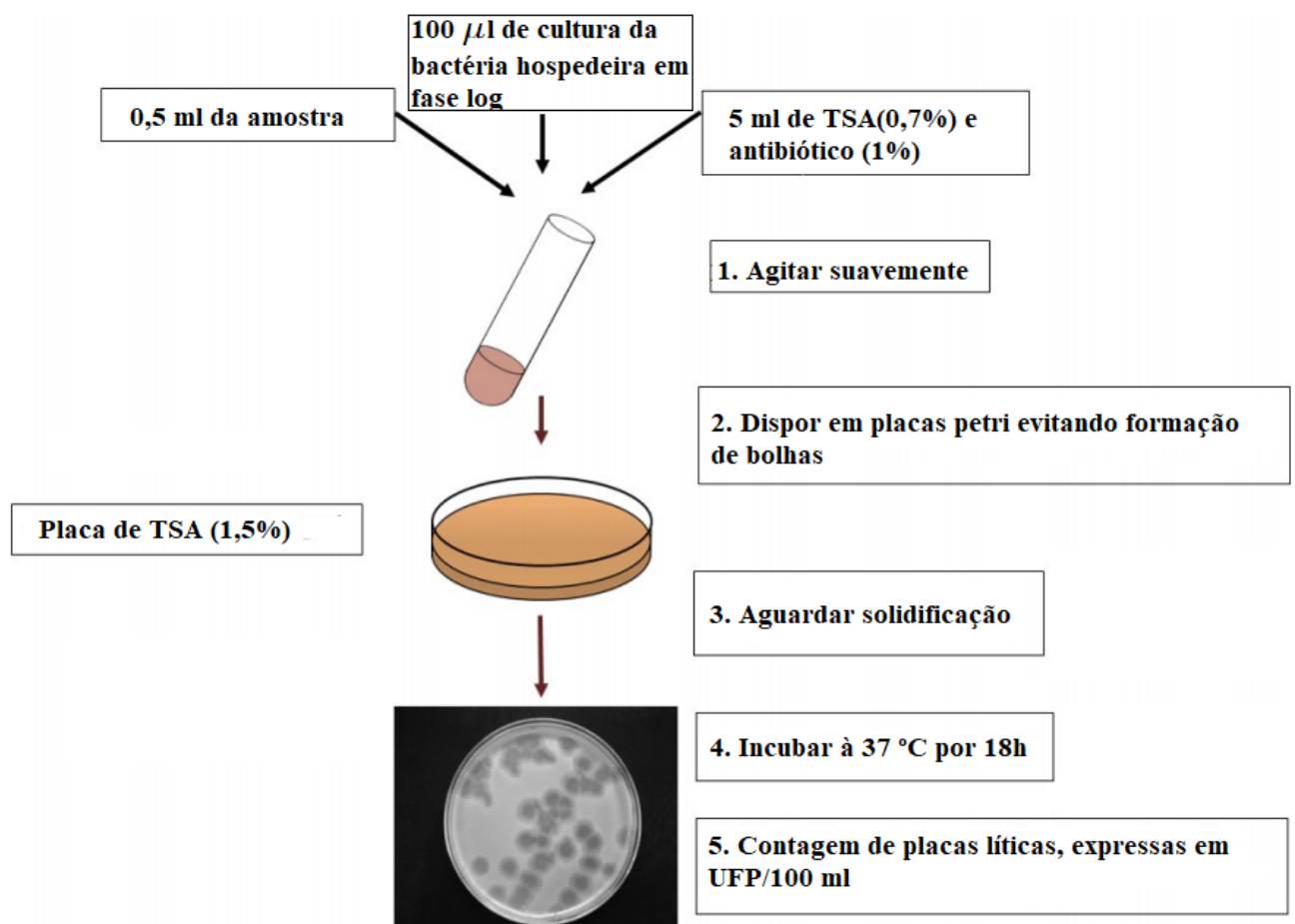
O efluente do reator UASB utilizado possui características condizentes com as indicadas por (CHERNICHARO, 2016). A maior parte do nitrogênio está na forma amoniacal, uma vez que se trata de um processo anaeróbio. O valor de DBO está abaixo dos valores médios típicos (70-100 mg.L<sup>-1</sup>), indicando uma melhor eficiência do reator ou efeito de diluição devido ao período chuvoso da época de coleta.

## 6.5 Análise microbiológica

Foi realizada uma análise preliminar do efluente do reator UASB utilizado para determinação da concentração de colifagos F+ (UFP.100 ml<sup>-1</sup>), pelo método nº 1602, de abril de 2001 de camada dupla de ágar, da USEPA, para determinação da(s) diluição(ões) necessária(s) para a análise das amostras do experimento. Uma ilustração simplificada dessa metodologia é apresentada na Figura 9. Foram utilizadas 4 diluições do efluente (10<sup>0</sup>, 10<sup>1</sup>, 10<sup>2</sup> e

$10^3$ ). A análise é feita utilizando-se diferentes diluições para se obter um número de placas líticas inferior à 300, permitindo a contagem das mesmas nas placas petri com meio de cultura e também evitando que possa ocorrer sobreposição das mesmas, impossibilitando a contagem correta. A concentração obtida para o efluente do reator UASB foi de  $2,3 \times 10^5$  UFC.100 ml<sup>-1</sup>, o que corresponde à 115 placas líticas em amostras sem diluição com 0,5 ml contadas em cada placa petri. Dessa forma, não são necessárias as diluições para as análises das amostras dos ensaios em coluna, uma vez que as concentrações serão menores ou iguais à esta obtida.

**Figura 9:** Simplificação do método nº1602 da USEPA para determinação de colifagos



Fonte: Adaptado de JOFRE *et al.* (2016)



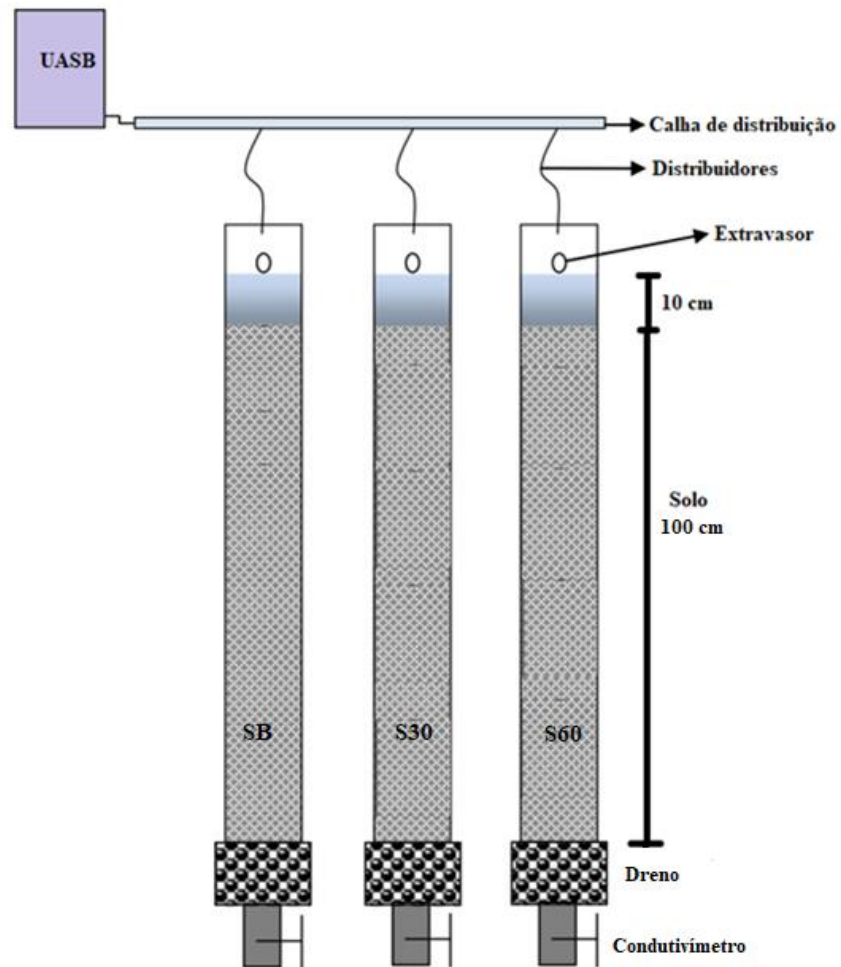
## 6.6 Descrição do aparato experimental

### 6.6.1 Preparação das colunas de solo-areia

Para acondicionamento das misturas solo-areia em colunas, foram utilizados tubos de PVC de 100 mm de diâmetro. Os mesmos tiveram sua rugosidade interna aumentada utilizando-se adesivo plástico para PVC e areia lavada, minimizando-se, assim, a formação de canais preferenciais de escoamento da água residuária. O solo utilizado foi ensacado e utilizado após 6 meses, evitando-se, assim, interferência da possível presença inicial de colifagos presentes naturalmente nas amostras devido à inativação.

Os materiais das três classes texturais foram dispostos em colunas separadas, sendo acondicionados formando camadas de 1 cm, aproximadamente, por vez, para se garantir homogeneidade na distribuição do material na coluna (Figura 10). Cada camada foi então compactada manualmente com um disco de madeira acoplado à um cabo, efetuando-se cinco golpes suaves. As colunas foram então preenchidas até uma altura de 100 cm, e extravasores foram instalados distando em aproximadamente 10 cm verticalmente da superfície do solo. O dreno foi construído utilizando-se tela tipo sombrite e colado com cola silicone atóxica para aquário, evitando uma possível inativação dos colifagos. Como suporte para as colunas, foi construído um cavalete de eucalipto (Figura 11) de modo a minimizar a corrosão por H<sub>2</sub>S no CePTS. Este recurso veio a se mostrar desnecessário, uma vez que devido à pandemia de Sars-COV-2, foram implementadas restrições de acesso ao CePTS que impediram a execução do experimento no local.

**Figura 10:** Ilustração esquemática das colunas de solo a serem utilizadas para avaliação da mobilidade de colifagos



Fonte: Adaptado de AK e GUNDUZ (2013)

**Figura 11:** Detalhamento do aparato experimental: visão geral do sistema de colunas de lixiviação (A) e o detalhe do sistema de drenagem (B)



**A**

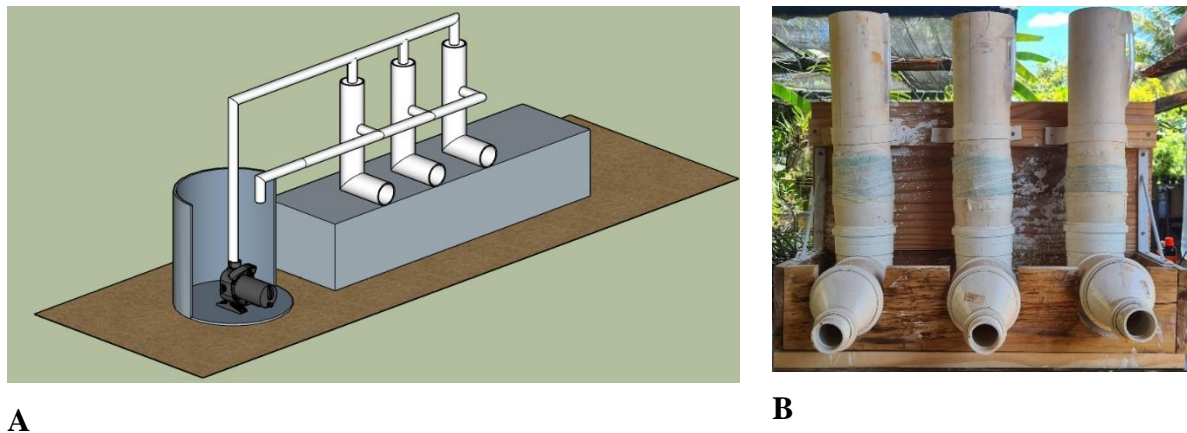


**B**

Após oito ensaios distintos nas colunas de 1 m, verificou-se uma grande dificuldade logística entre transportar o efluente (~60 litros) até o local dos ensaios em Lagoa Santa – MG e uma considerável variação na condutividade hidráulica saturada das misturas solo-areia. A condutividade foi medida após a saturação com água e estabilização da mesma, sendo também monitorada ao longo do ensaio utilizando o efluente do reator UASB.

A variação da condutividade hidráulica altera substancialmente os volumes de poros percolados levando a resultados dúbios. Optou-se, então, por reduzir o tamanho das colunas para 20 cm de comprimento (Figura 12) e extravasores distando 3 cm da camada de solo, verificando posteriormente se esse parâmetro apresentou uma variação menor do que nas colunas de 1m.

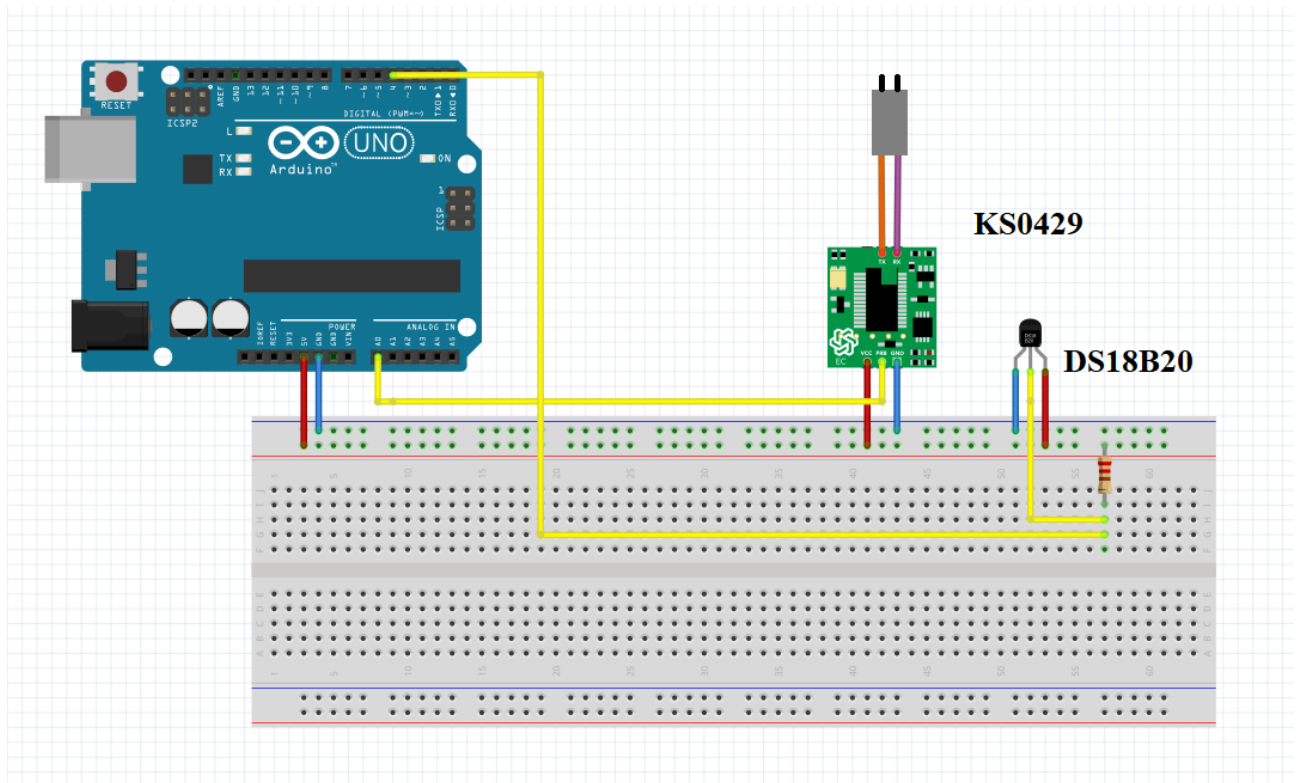
**Figura 12:** Ilustração esquemática (A) e fotográfica (B) do sistema para ensaios das colunas de lixiviação de 20 cm



#### 6.6.2 Sensor de condutividade elétrica e amostrador

Para monitoramento da condutividade elétrica do efluente das colunas, foi montado um sensor de condutividade elétrica a partir de um microcontrolador Arduino Uno rev 1.0. Foram utilizados um sensor de temperatura DS18B20, condutividade elétrica KS0429 e um resistor de *pull-up* de 4,7 k $\Omega$ . O código programado (APÊNDICE 12.1), realiza a média de condutividade elétrica de 20 amostras realizadas em intervalos de 40  $\mu$ s dentro de um vetor. O valor médio é então plotado a cada 10 segundos. Para salvar estes valores ao longo do tempo, o microcontrolador é acoplado à um notebook e interfaceado pelo software CoolTerm, que permite salvar os valores no formato “.txt”. Uma ilustração esquemática do circuito é apresentada na Figura 13. As curvas obtidas de condutividade elétrica relativa foram utilizadas para estimativa inicial do valor de dispersividade longitudinal e Kd da curva de eluição de colifagos, conforme (TORKZABAN et al., 2006) que utilizou um traçador salino (NaCl 0,1%) para este fim.

**Figura 13:** Ilustração esquemática do condutivímetro construído em microcontrolador Arduino



Fonte: O autor

## 6.7 Ensaio e amostragem do efluente das colunas de lixiviação

A saturação das colunas foi obtida realizando-se a retroalimentação das colunas com água pelo menos 12 horas anterior ao ensaio. Devido ao tamanho das colunas construídas e o solo estar contaminado com o efluente, a saturação não foi medida após o ensaio. A vazão aplicada em cada coluna de condicionamento da mistura solo-areia foi tal que, após atingido o equilíbrio, se formou uma carga hidrostática suficiente para que ocorresse drenagem do excesso de água residuária pelo extravasor. Essa conformação foi necessária, tendo em vista que se espera diminuição na condutividade hidráulica com o tempo de aplicação. Dessa forma, têm-se um gradiente hidráulico na coluna constante após a estabilização do sistema. Entretanto, para a modelagem, o processo de colmatação e redução da condutividade hidráulica não foi considerado devido à limitação do *software Hydrus-1D*. Com base em ensaios prévios em uma coluna de lixiviação de 15 cm contendo solo similar e valores obtidos na literatura, estimou-se

que a saturação dos sítios de adsorção do solo pelos colifagos ocorreria entre 1 e 2 VP, correspondendo à cerca de 1-6 h de operação.

Foram feitas entre 20-25 amostragens por coluna a cada ensaio para se obter o maior número de dados possível para a modelagem, principalmente durante a ruptura da curva. Foram conduzidas entre três a quatro repetições dos ensaios por colunas de 1 m, enquanto as de 20 cm foram repetidas duas vezes por coluna. As coletas foram realizadas em frascos estéreis centrifugáveis de 50 ml em intervalos variados de 0,1 à 0,3 VP. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em gelo e analisadas após períodos de 2-6h. Foram feitas entre 20-25 amostragens por coluna e ensaio para se obter o maior número de dados possível para a modelagem. Após a análise, para conservar as amostras e eventualmente conduzir repetições, as mesmas foram posteriormente congeladas com glicerol(5%) à -20°C, conforme indicado por Mendez et al.(2002).

### **6.8 Estimativa da taxa de inativação de colifagos**

Para estimar a inativação de colifagos F+ em temperatura ambiente, foi coletado o efluente de UASB em um recipiente de 5 litros e realizada uma análise da concentração dos mesmos no dia da coleta. O recipiente foi acondicionado em um local escuro e fresco durante o mês de novembro de 2020, de onde amostras foram coletadas periodicamente, congeladas com glicerol (5%) e analisadas posteriormente. A temperatura média do ambiente durante o experimento foi de aproximadamente 25°C, tendo sido verificada três vezes ao dia durante o período da manhã, tarde e noite. Por meio dos valores e curva obtida, foi estimada a taxa de inativação considerando um decaimento exponencial.

### **6.9 Estimativa do coeficiente Kd**

Para se estimar o coeficiente Kd, foi realizado um ensaio de equilíbrio em lote das misturas solo-areia e efluente de reator UASB. Foram adicionadas alíquotas de 25 ml do efluente em tubos Falcon de 50 ml estéreis. Em seguida, foram adicionadas diferentes massas, variando de 0,5 g até 25 g, de misturas solo-areia previamente desidratadas em estufa à 110°C por 24h e homogeneizadas em almofariz. Os tubos foram dispostos em uma agitador do tipo basculante, sendo agitados por 3h para minimizar efeitos de inativação dos colifagos F+

conforme preconizado por Thompson *et al.*( 1998). Foram realizadas análises do efluente secundário e do sobrenadante para se estimar a quantidade de colifagos adsorvidas ou inativadas por unidade de massa das misturas solo-areia. A partir dos resultados, determinou-se qual isoterma de adsorção apresenta melhor ajuste: Linear, Freundlich ou Langmuir. A concentração adsorvida ao solo foi determinada a partir da Equação 12:

$$S = \frac{(C_i - C) * V}{m} \quad \text{Eq. 12}$$

Em que:

- $C_i$  e  $C$ : Concentração inicial e final da solução ( $M.L^{-3}$ );
- $V$ : Volume de solução ( $L^{-3}$ );
- $m$ : Massa de solo ( $M$ ).

### 6.10 Modelagem do transporte dos colifagos nos solos

A partir da quantificação dos colifagos F+ obtidos após o efluente secundário passar pelas colunas de misturas solo-areia com melhor discretização no tempo, os mesmos foram analisados graficamente para determinação do fator de retardamento. Em sequência, foi utilizado o *software Hydrus-1D* (ŠIMŮNEK *et al.*, 2013) para obtenção do coeficiente de dispersão-difusão e calibração dos dados obtidos, segundo a Eq. 3, definindo-se as condições de contorno:

- Lâmina d'água constante;
- Pressão constante em todas as camadas;
- Meio poroso saturado, na coluna;
- Concentração inicial de colifagos adsorvidos: nula;
- Concentração inicial de colifagos no meio: nula.

Foi realizada, então, a calibragem e análise de sensibilidade das variáveis  $k_{att}$ ,  $k_{dett}$ ,  $\mu_s$  e  $\mu_l$ , utilizando-se a função de solução inversa do *software*. Após ajuste e calibração do modelo matemático, o mesmo foi utilizado para estimativa da profundidade de segurança das águas subterrâneas para a disposição de águas residuárias sobre o solo utilizado e suas diferentes composições texturais. Para tal, foram verificadas as concentrações de colifagos em função do

tempo e profundidade por meio do *software Hydrus-1D*, definindo-se condições de campo para minimizar o potencial de contaminação de águas subterrâneas com vírus.

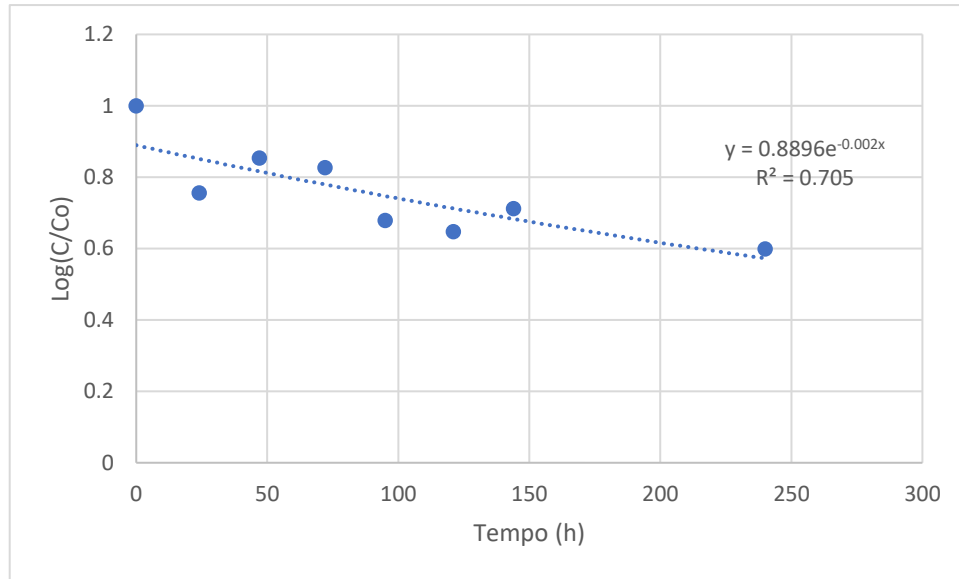


## 7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 7.1 Taxa de inativação de colifagos F+ em efluentes secundários expostos à temperatura ambiente

Utilizando as amostras congeladas retiradas do recipiente aclimatado contendo o efluente secundário do reator UASB, foram realizadas as análises para determinar a concentração de colifagos e estimar a taxa de inativação dos mesmos considerando um decaimento exponencial.

Realizou-se a transformação das concentrações obtidas para escala log, convertendo-a para concentração relativa ( $C/C_0$ ), cujo gráfico é apresentado na Figura 14. A temperatura no local onde foi armazenada o recipiente com efluente oscilou entre 20 e 26°C, o que pode ter contribuído para a inconstância dos valores obtidos. A taxa de inativação ( $\mu$ ) encontrada foi de  $2,83 \times 10^{-3} (\text{h}^{-1})$  ou  $6,79 \times 10^{-2} (\text{d}^{-1})$ . O valor obtido é menor do encontrado por Torkzaban et al., (2006) para vírus MS2 ( $4,3 \times 10^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) e para  $\Phi$  X-174 ( $1,4 \times 10^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), em que foi utilizado um efluente sintético. Também foi inferior ao encontrado para colifagos F+ em efluentes de lagoas de estabilização no verão da Nova Zelândia de  $1,4 \times 10^{-2} \text{ d}^{-1}$  (SINTON et al., 2002; SINTON; FINLAY; LYNCH, 1999). A diferença encontrada pode ser devido à uma série de fatores, como o tipo de efluente de utilizado, pH, predação, diversidade de espécies de colifagos F+ entre outros.

**Figura 14:** Inativação de colifagos F+ em efluente de UASB

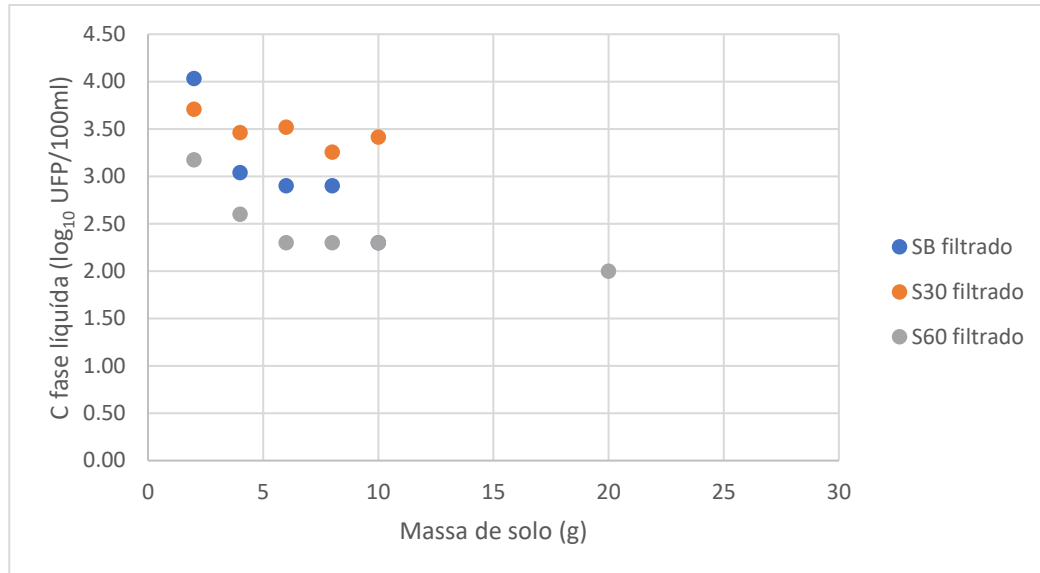
## 7.2 Coeficiente Kd e ensaio de equilíbrio em lote

Durante o ensaio de equilíbrio em lote, percebeu-se que nas misturas com maior teor de argila, ao adicionar-se mais de 10g em 25 ml de efluente, obteve-se uma mistura pastosa e de difícil agitação no agitador basculante. Valores acima de 10 g também levaram a presença de apenas uma placa lítica em duas análises, o que corresponde a uma concentração de F+ de 1 UFP/100ml. Valor que além de ser de baixa confiança por se encontrar no limite de detecção do método, induziria a curva de Concentração adsorvida x Concentração em fase líquida a ter um intercepto em “1”, logo estes dados foram descartados.

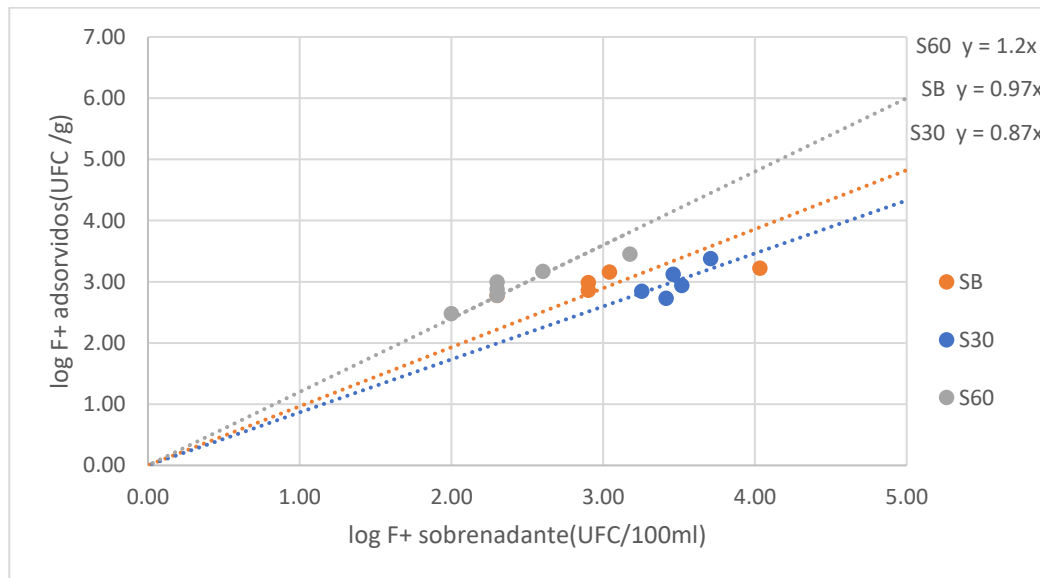
Os resultados obtidos são então apresentados na Figura 15, em que se verifica que os coeficientes de partição das misturas SB, S30 e S60 foram respectivamente 0,97, 0,87 e 1,2. Constatou-se que a mistura S60 possuiu uma maior adsorção e/ou inativação do que o solo bruto em si, ao contrário do que se esperava. Possivelmente isso ocorreu devido aos agregados de maior granulometria e mais presentes no solo bruto do que no S60, cuja existência ainda se verificou mesmo após as 3 horas de agitação no agitador basculante, logo, possivelmente, a argila no interior desses agregados possuiu pouca interação com a solução e colifagos. Há também a influência dos poucos dados obtidos em função do limite de detecção da análise de colifagos ( $2 \times 10^2$  UFP/100ml) e a concentração, no efluente ( $2,22 \times 10^5$  UFP/100ml). Apesar dessa inconsistência, um modelo linear de adsorção apresentou melhor ajuste e os valores de

Kd obtidos foram utilizados nas modelagens realizadas em sequência, sendo verificado então se houve um bom ajuste.

**Figura 15:** Resultados do ensaio de equilíbrio em lote: Concentração na fase líquida x massa de solo (A) e Concentração adsorvida x Concentração no sobrenadante (B)



(a)



(b)

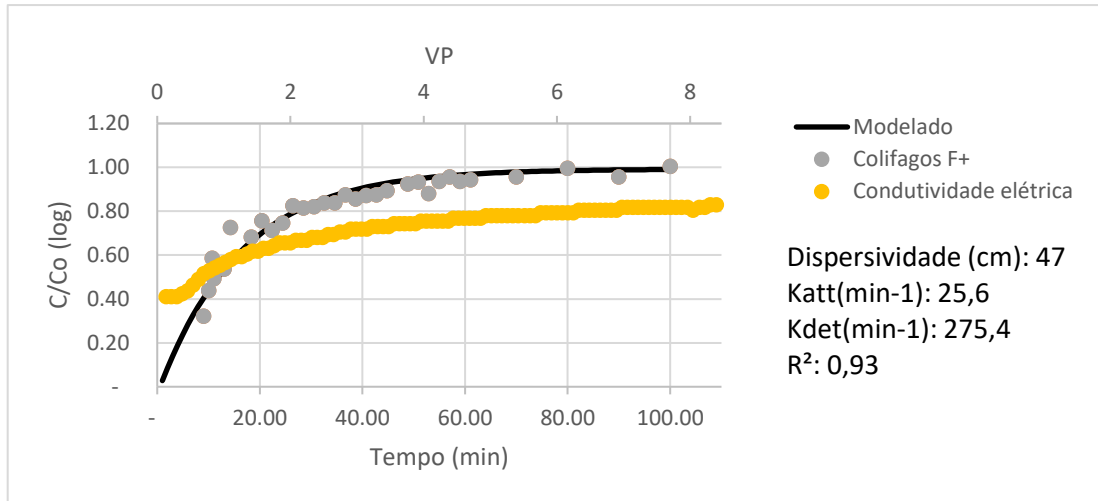
### 7.3 Ensaios nas colunas de solo

#### 7.3.1 Colunas de 100 centímetros

Os resultados apresentados na Figura 16, para a mistura S30, indicam uma preferência maior dos sítios de adsorção por espécies químicas, ao invés de colifagos, refletido em uma curva de condutividade elétrica mais atenuada do que a de colifagos F+. Como o meio poroso foi previamente saturado, a CE inicial do efluente não foi nula, tendo seu valor relativo em relação à CE do efluente de UASB de aproximadamente 0,4. Percebe-se ainda que a adsorção dos colifagos foi baixa, uma vez que o fator de retardamento foi de aproximadamente 0,9 VP. Este baixo valor pode ser explicado a partir da baixa macroporosidade em relação à total e elevada velocidade de escoamento entre os poros, de  $27,5 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ , embora outros autores, ao avaliarem espécies químicas, constataram que não houve diferenças nos coeficientes de adsorção ao se variar a velocidade de escoamento nos poros (BAJRACHARYA; TRAN; BARRY, 1996; ZHANG; CRAWFORD; YOUNG, 2008). Possivelmente a elevada velocidade dificulta os processos sortivos no interior dos agregados durante o tempo de condução dos ensaios, ocorrendo interações majoritárias apenas nas superfícies dos mesmos. Dessa forma, a saturação dos sítios de troca observada ao longo do tempo nos experimentos não seria de todo o meio poroso, mas majoritariamente da superfície dos agregados e subestimaria a capacidade real do meio poroso em adsorver espécies químicas, coloides e vírus.

Os resultados mostram que o melhor ajuste da curva ocorreu em valores de dispersividade longitudinal superiores à 60 cm, considerado razoável para a escala do experimento (SCHULZE-MAKUCH, 2005). Além disso, isotermas de adsorção não lineares poderiam influenciar nos resultados, entretanto, após testes e comparação dos resultados, não apresentaram diferença considerável entre si e optou-se por considerar um modelo linear de adsorção.

**Figura 16:** Curva de eluição de colifagos F+ para a coluna de 1 m contendo mistura S30



Os ensaios nas colunas possuindo cem centímetros se mostraram inviáveis do ponto de vista operacional. Além de um volume elevado de efluente que estava sendo coletado e transportado (~60 litros), foi observado que nas colunas de cem centímetros, a condutividade hidráulica reduzia substancialmente ao longo do experimento. A mistura SB, por exemplo, possuiu um desvio entre os valores de 5 cm/min e 1,2 cm/min. Essa variação inviabiliza os resultados obtidos por mascarar a quantidade de volumes de poros percolados, além de não ser parâmetro de entrada no modelo do *software* Hydrus-1D e não apresentar variação constante. O fator de retardamento obtido para o solo bruto nessas condições, em três séries de repetição, foi entre 2-4 VP, valores inconstantes devido à redução de condutividade hidráulica e possivelmente, diferenças na porosidade total do meio. Dessa forma, ao se calcular os volumes de poros percolados considerando a condutividade hidráulica saturada inicial, que foi maior em todos os ensaios, com a tendência de redução da mesma há uma superestimação dos volumes de poros percolados e conseqüentemente, fator de retardamento.

A variação na condutividade hidráulica pode ter ocorrido devido à uma série de fatores, como colmatção em função de um tempo maior de percolação do efluente, compactação do solo e arraste de partículas de argila para o interior do meio poroso, reduzindo o tamanho dos macroporos e também possibilidade de não ter ocorrido saturação absoluta do meio poroso, possuindo poros preenchidos com ar e distorcendo o fator de retardamento. Essas questões reforçam a importância de se realizar ensaios em coluna de lixiviação com amostras de solo indeformadas e as limitações de se trabalhar com amostras deformadas, principalmente que possuam um teor de argila elevado. Para a amostra de solo S30, houve pequeno desvio de no

máximo 10% da condutividade hidráulica e por isso, os resultados obtidos não foram descartados.

A grande variação de condutividade hidráulica também foi verificada entre os experimentos. Apesar do mesmo método de compactação e tempo de saturação terem sido aplicados, para a amostra S60 houve uma faixa de condutividade hidráulica inicial observada entre 12cm/min e 42 cm/min. Para isso, a cada ensaio a condutividade hidráulica foi medida novamente ao longo do ensaio, entretanto, a porosidade também variou possivelmente, mas não é possível verificá-la à cada ensaio realizado. Isso dificultou as projeções e intervalos para o tempo de amostragem, comprometendo o número real de volumes de poros percolados ao longo do tempo e fatores de retardamento.

### 7.3.2 Colunas de 20 centímetros

#### 7.3.2.1 Condições experimentais

Ao longo das repetições dos ensaios durante os meses de setembro-dezembro de 2020, foi observada uma grande variação na quantidade de espuma presente no efluente, o que supostamente poderia estar associado à um maior uso de tensoativos pela população devido à pandemia de SARS-CoV-2, o que pode ser objeto de estudo de outros trabalhos. Para tentar mitigar esse possível problema, a diferença entre os resultados de cada mistura solo-areia e também a influência da redução da condutividade hidráulica saturada ao longo dos ensaios, as colunas de um metro foram substituídas por colunas de 20 cm de solo e extravazador que permitem uma lâmina de 3 cm de profundidade (Figura 12). Dessa forma, o tempo de condução dos ensaios e volume de efluente coletado foram substancialmente reduzidos. Os ensaios com todas as três misturas solo-areia foram então realizados no mesmo dia e com o mesmo efluente, que foi coletado em recipientes de 5 litros.

A condição dos ensaios é apresentada na Tabela 6. O número de Peclet foi calculado a partir da abordagem gráfica citada previamente. Verificam-se valores baixos, indicando que houve um transporte advectivo mais intenso do que difusivo, o que é corroborado com a velocidade de escoamento nos poros elevada. Conforme esperado, quanto maior o teor de areia da mistura, maior a velocidade de escoamento nos poros e mais intensa é a advecção em relação à difusão.

**Tabela 6:** Condições experimentais dos ensaios nas colunas de lixiviação de 20 cm

<b>Mistura</b>	<b>R</b>	<b>Peclet</b>	<b>V(cm/min)</b>
<b>SB</b>	0,75	6,15	25,96
<b>S30</b>	0,7	12	31,13
<b>S60</b>	0,62	46	60,35

Os fatores de retardamento obtidos, também pela abordagem gráfica, apresentam valores baixos e inferiores à 1, a princípio indicando que o transporte dos colifagos é mais rápido e intenso do que a água em si nessas condições. Entretanto, isso pode ser possível devido às condições experimentais e propriedades físicas das misturas em questão. Tratando-se de amostras deformadas e com elevado teor de argila, a reprodução de condições de campo reais é extremamente difícil. Mesmo com o auxílio de uma betoneira para mistura do solo e areia, vários esforços para se reduzir o tamanho dos agregados para garantir uma homogeneidade maior e compactação em camadas de 1 cm nas colunas, houve uma disposição dos agregados favorável à elevação da condutividade hidráulica saturada e, conseqüentemente, a velocidade de escoamento nos poros através de macroporos de maior tamanho. Dessa forma, considerando ainda que a macroporosidade das misturas solo-areia corresponde à 25-37% da porosidade total e presença de agregados de até 4 mm, a interação dos solutos e colifagos F+ se deu, de forma mais intensa, apenas na superfície dos agregados. No interior dos agregados, que também possui macroporos, o escoamento da solução ocorreu, possivelmente, em menor velocidade. Estes resultados evidenciam a necessidade de se pesquisar, avaliar e modelar os fenômenos de poro-escala para melhor compreensão dos mecanismos de microescala e sua influência no padrões macroscópicos (ZHAO et al., 2019).

Os fatores de retardamento obtidos para as composições SB, S30 e S60 de 0,75, 0,7 e 0,63, respectivamente, foram abaixo dos valores reportados na literatura, que variam de 0,9 à 3 VP (CHU et al., 2001; DOWD et al., 1998; POWELSON, 1990; SASIDHARAN et al., 2016; TORKZABAN et al., 2006; ZHUANG; JIN, 2003). Tais trabalhos utilizaram areia ou solos arenosos de clima temperado como meio poroso, que teoricamente deveriam possuir fatores de retardamento menores do que os encontrados para as misturas SB, S30 e S60, não apenas por possuírem maior teor de argila, mas também por possuírem cargas positivas, o que aumentaria

a adsorção em sítios de troca considerando que vírus possuem carga negativa de superfície (SCHIFFENBAUER; STOTZKY, 1983). As diferenças observadas podem ser devido às interações dos solutos com agregados e poros citadas previamente, assim como pela presença de tensoativos no efluente utilizado, uma vez que estes outros estudos utilizaram efluentes sintéticos sem a presença dos mesmos.

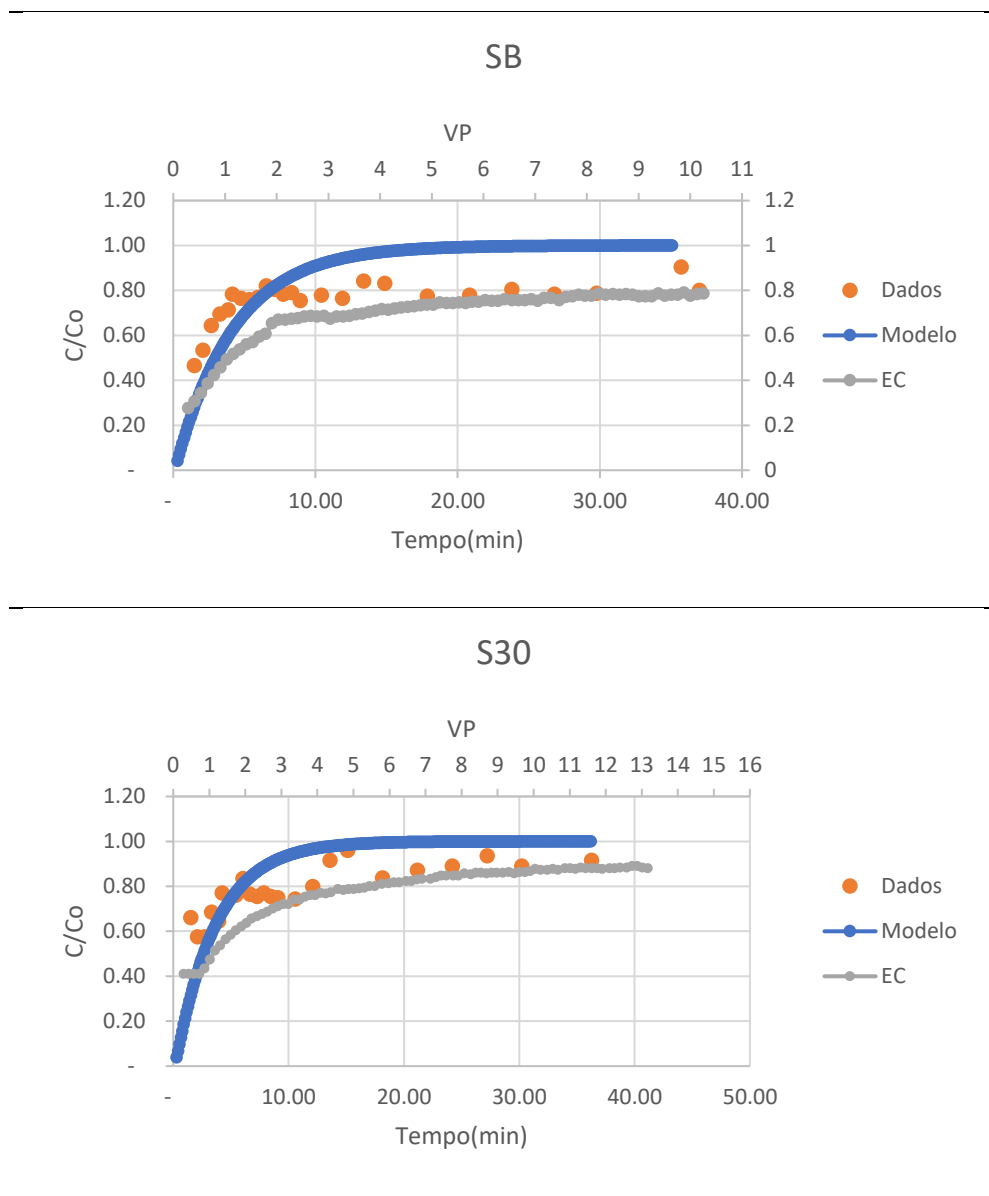
#### 7.3.2.2 Modelo considerando um sítio de adsorção e dessorção (modelo A)

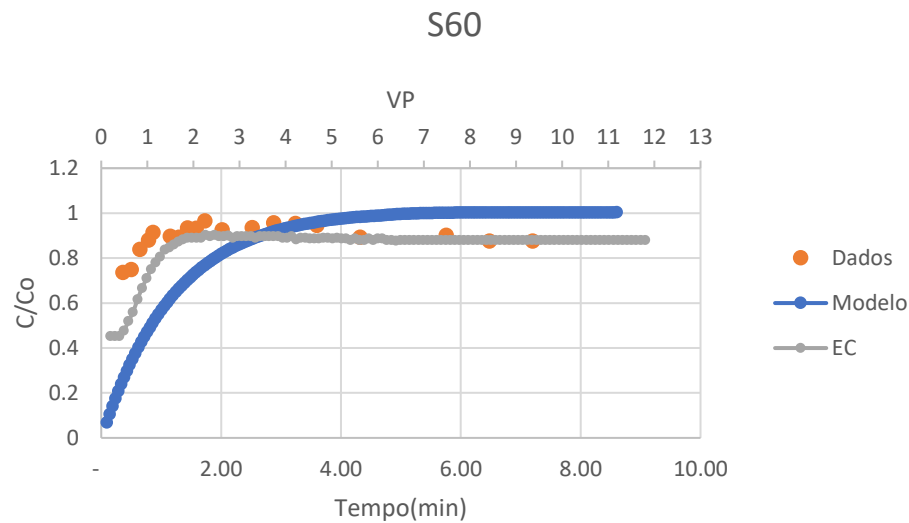
Os dados da curva de eluição de colifagos F+ foram então modelados no *software* Hydrus-1D. Optou-se, inicialmente, por um modelo considerando um sítio de adsorção e dessorção e condição de equilíbrio da solução, desconsiderando reatividade do meio. Após a calibração automática realizada no *software*, foram realizados ajustes finos dos parâmetros para se maximizar o coeficiente de regressão  $R^2$ . Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 7 e Figura 17, sendo que não apresentaram coeficiente de regressão tão bons quanto o do ensaio da mistura S30 na coluna de lixiviação de um metro. Sugere-se que o fato ocorreu principalmente devido à elevada velocidade da frente da solução associada à estrutura granular do solo, embora não tenham sido encontrados trabalhos em que se verificou este comportamento para vírus ou que foram utilizados solos argilosos com estrutura granular. Espera-se que a dispersividade seja diretamente proporcional ao teor de areia adicionado, uma vez que é relacionada ao processo de dispersão hidrodinâmica juntamente com a velocidade de escoamento nos poros. Percebeu-se, na análise de sensibilidade, que os coeficientes de adsorção e dessorção influenciaram diretamente no coeficiente de dispersividade, uma vez que interferem na velocidade da frente do soluto. Há também de se levar em consideração as limitações de modelos de solução inversa de problemas conforme se aumenta o número de parâmetros a serem estimados. Os resultados indicados foram os que apresentaram melhor ajuste dos dados, apesar de possuir valores de dispersividade acima de faixas típicas (SCHULZE-MAKUCH, 2005). Conforme apontado por Palma e Zuquette (2005), este parâmetro é um dos mais difíceis de ser obtido na avaliação e modelagem de transporte de contaminantes em meios porosos.



**Tabela 7:** Parâmetros das modelagens considerando um sítio de adsorção e dessorção linear

Amostra	Dispersividade (cm)	Katt	Kdett	R <sup>2</sup>
SB	200	522	1152	0,73
S30	342	1	11	0,69
S60	640	21	960	0,63

**Figura 17:** Modelagem da curva de eluição de F+ para as colunas de 20 cm com as misturas SB, 30 e S60 considerando um sítio de adsorção e dessorção(A)



### 7.3.2.3 Adsorção irreversível e equilíbrio (modelo B)

Para se ter uma avaliação melhor do coeficiente de dispersividade, foi avaliado um modelo mais robusto considerando apenas o processo de adsorção, sem dessorção, e também considerando condição de equilíbrio da solução. Dessa forma, obteve-se um ajuste melhor dos dados para o solo bruto e igual para as demais misturas solo-areia. Além disso, o valor foi diretamente proporcional ao teor de areia conforme esperado. Estes resultados são apresentados na Tabela 8 e Figura 18.

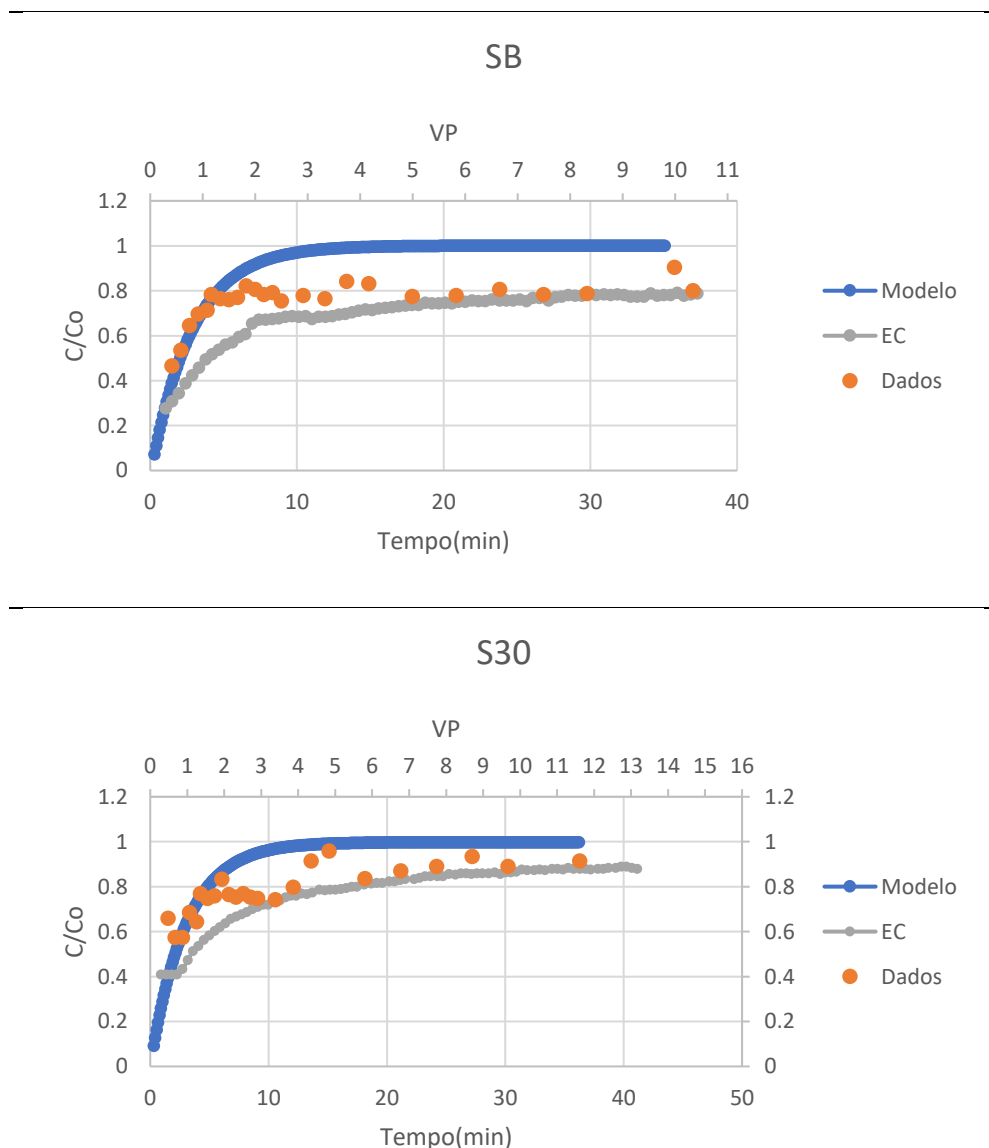
**Tabela 8:** Parâmetros das modelagens considerando apenas adsorção linear

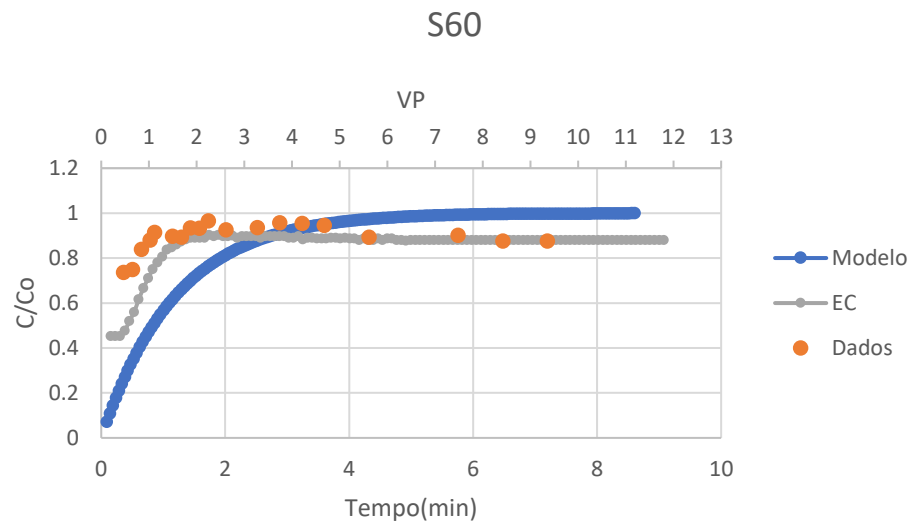
Amostra	Parâmetros		
	Dispersividade (cm)	Kd	R <sup>2</sup>
<b>SB</b>	97	1,02	0,84
<b>S30</b>	314	0,84	0,68
<b>S60</b>	660	0,97	0,63

Fonte: O autor

Os coeficientes  $K_{att}$  e  $K_{dett}$  também possuem difícil avaliação, conforme apontado por Tesson et al., (2017). Os autores, ao compararem 27 estudos diferentes utilizando esta abordagem, encontraram trabalhos com valores que variavam da ordem de  $10^{-2}$  a  $10^4 \text{ min}^{-1}$ . Os valores encontrados neste trabalho se assemelham aos de Torkzaban et al., (2006) e Cao et al., (2010).

**Figura 18:** Modelagem da curva de eluição de F+ para as colunas de 20 cm considerando apenas adsorção e condição de equilíbrio(B)





#### 7.3.2.4 Comparação entre os modelos e discussão

O modelo mais robusto, B, que considera apenas adsorção, apresentou um ajuste melhor dos dados ao invés do A, que considera adsorção e dessorção. Como os ensaios realizados não contemplaram um pulso de água limpa, após a ruptura da curva, para lavagem do meio poroso e avaliação efetiva da dessorção, limitou-se a calibração dos dados obtidos. Isso, associado ainda às imprecisões obtidas ao se tentar identificar um maior número de parâmetros levou à um melhor ajuste do modelo B.

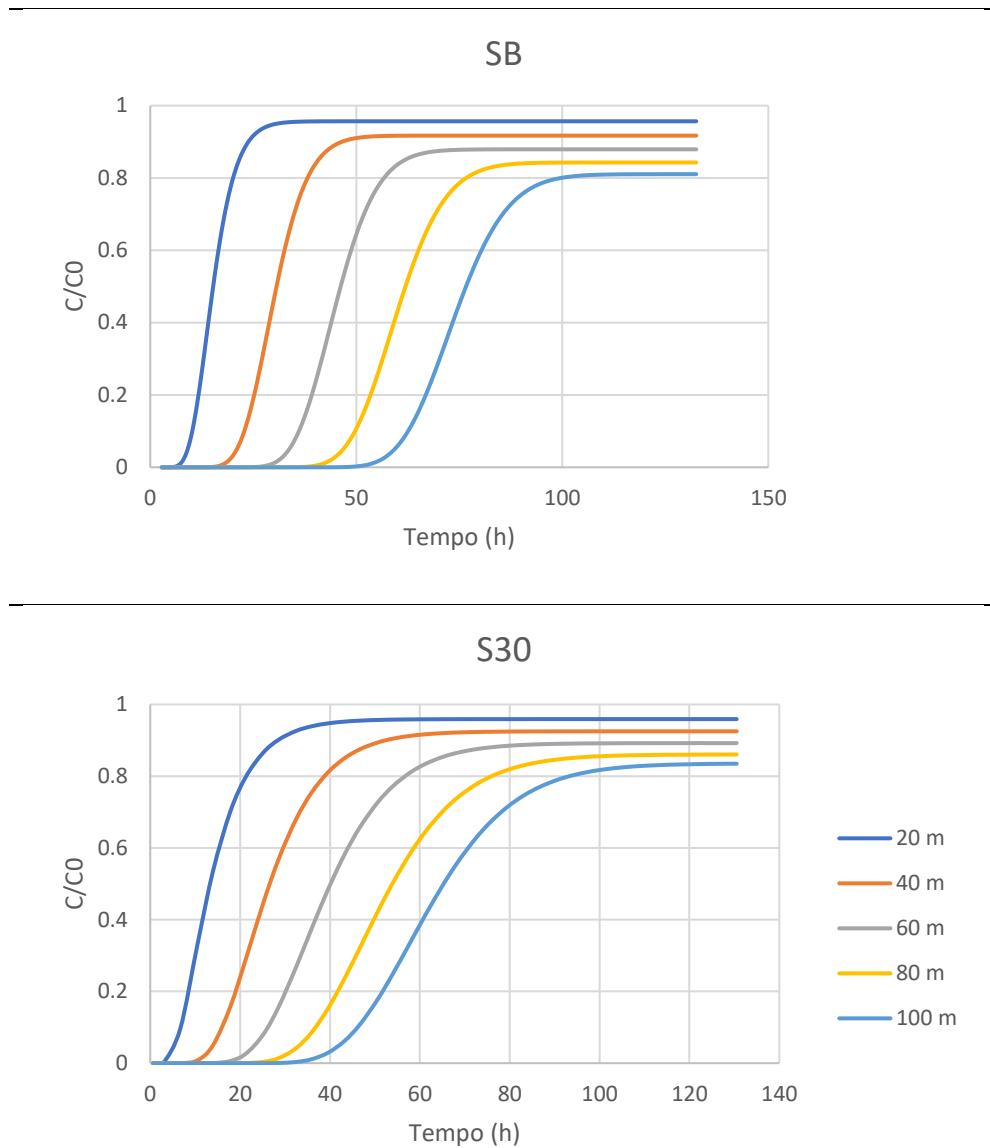
A condutividade elétrica monitorada corrobora o comportamento obtido para os colifagos F+ e alta mobilidade em razão das condições do meio poroso levantadas previamente. Nas três misturas solo-areia foi observada uma maior mobilidade dos colifagos do que os íons. Os dados mais críticos obtidos para a modelagem, no início da ruptura, são limitados ao intervalo de concentração relativa de 0,5-1, uma vez que a concentração do efluente utilizado é de  $2,22 \times 10^5$  UFP/100ml e o limite de detecção da análise utilizada é de  $2 \times 10^2$  UFP/100ml. Para o solo bruto e mistura S30, a modelagem contemplou com bom ajuste a ruptura, entretanto, a mistura S60 possuiu um ajuste insatisfatório. Tentou-se definir pesos maiores na solução inversa para estes dados, mas o melhor ajuste obtido é o apresentado. Isto pode ter ocorrido em função das condições do meio poroso favorecendo uma velocidade de escoamento maior nos poros, interação apenas na superfície dos poros e velocidade de escoamento muito diferente entre os agregados e no interior dos mesmos.

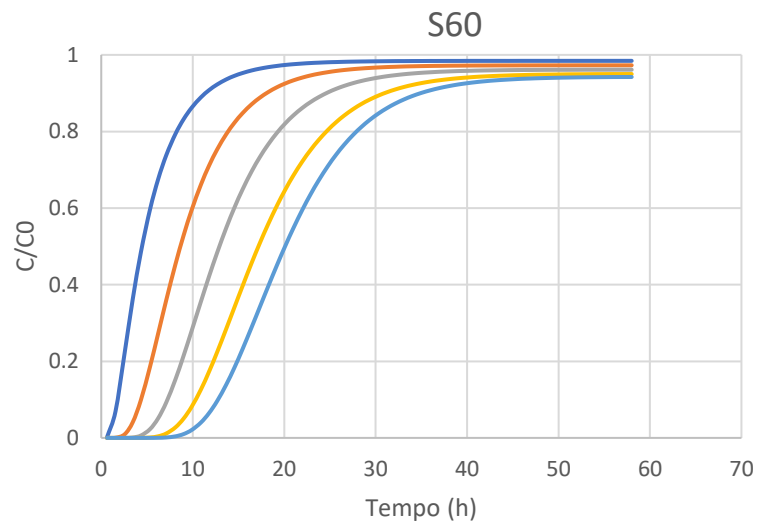
A explicação dada pela elevada mobilidade dos colifagos F+ possui respaldo ainda pelos dados após a ruptura das curvas. Percebe-se que a mistura S60 tendeu à uma concentração relativa de 1, conforme esperado. Mas a mistura S30 tendeu à um valor de 0,9 e o solo bruto SB de 0,8. Portanto é possível que mesmo após a ruptura que ocorreu entre 0,5 e 1 VP de todas as misturas solo-areia, esteja ocorrendo a adsorção no interior dos agregados, atenuando a curva. É possível ainda que tenha ocorrido um processo de inativação com certa constância devido aos oxi-hidróxidos de ferro e alumínio característicos dos latossolos, conforme observado por alguns autores (RYAN et al., 2002; YOU et al., 2005; ZHAO et al., 2008), estabilizando o valor abaixo de 1.

#### **7.4 Simulação do alcance vertical da pluma de contaminação**

O objetivo desta simulação é avaliar o efeito da inativação dos vírus ao longo do tempo em perfis de solo com diferentes profundidades, apresentando estimativa do potencial de contaminação de águas subterrâneas. A partir dos dados de dispersividade longitudinal, coeficiente Kd, taxa de inativação e demais parâmetros das misturas solo-areia, foram realizadas simulações considerando uma drenagem livre do meio poroso e diferentes profundidades do perfil, avaliando-se a concentração relativa em função do tempo, conforme apresentado na Figura 19. Apesar de possivelmente haver grandes diferenças desses parâmetros na realidade, principalmente da dispersividade, que é dependente da escala do experimento (RIBEIRO et al., 2011; SCHULZE-MAKUCH, 2005; WHEATCRAFT; TYLER, 1988). Devido à elevada mobilidade da pluma de contaminação, definiu-se um perfil de 100 metros de profundidade para melhor visualização gráfico. Entretanto, ressalta-se que um perfil de solo homogêneo de 100 metros de profundidade seja improvável de se obter em campo.

**Figura 19:** Simulação da concentração relativa de F<sup>+</sup> em perfis de 100 m com as misturas SB, S30 e S60





Como os resultados dos ensaios em coluna indicaram uma adsorção e atenuação quase insignificante para os vírus, apresentando fatores de retardamento para as misturas SB, S30 e S60 respectivamente de 0,62, 0,72 e 0,75 VP, conclui-se que em condições de campo o principal mecanismo de redução da mobilidade é o de inativação. Verifica-se na Figura 19, que para todas as misturas solo-areia nas condições experimentais, ocorreria a contaminação de vírus em profundidades de até 100 m, caso ocorresse a disposição contínua do efluente no solo, que o mesmo apresente a mesma saturação do experimento realizado previamente e que a velocidade de escoamento nos poros seja a mesma do experimento em escala. Nessa condição e na profundidade de 100 m, a pluma de contaminação possuiria uma concentração de  $1,81 \times 10^5$  UFP/100ml considerando que o efluente inicialmente tinha uma de  $2,3 \times 10^5$  UFP/100ml. Em monitoramentos de poços, a presença de vírus foi identificada em profundidades de 50 a 90 m em aquíferos cársticos ou de arenito, cuja contaminação foi possivelmente intensificada devido à presença de fissuras (CRONIN et al., 2003; KESWICK; GERBA, 1980; SCHMOLL et al., 2006; TAYLOR et al., 2004)

Verifica-se, na simulação, que a concentração dos vírus nas diferentes profundidades tende a ser maior conforme o teor de areia adicionado. Sugere-se que isso possa ter ocorrido devido à maior condutividade hidráulica saturada e velocidade de escoamento nos poros, fazendo com que a frente da pluma de contaminação avance mais rapidamente e, uma vez que a inativação segue um decaimento exponencial com o decorrer do tempo, ocorra uma contaminação mais intensa nessas situações. Em condições de campo reais, com condutividade

hidráulica menor do que a de amostras deformadas, o alcance da pluma mostra-se menor devido ao efeito de inativação. Considera-se plausível ainda que a adsorção dos vírus nas argilas se dará de forma mais homogênea e constante, possivelmente ocorrendo um maior retardamento da frente de molhamento e da solução.

Pondera-se ainda, nestas simulações, que a taxa de inativação de colifagos F+ pode ser diferente das condições de campo, principalmente ao se tratar de solos intemperizados e com maior concentração de oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, que podem estar associados a mecanismos de inativação (RYAN et al., 2002; ZHAO et al., 2008). Dessa forma, a inativação seria mais intensa do que a observada neste trabalho.

## **7.5 Impactos na disposição de efluentes no solo**

Assim como observado por vários outros autores (CHU et al., 2001; DOWD et al., 1998; JIN et al., 1997; POWELSON, 1990; SASIDHARAN et al., 2016; TORKZABAN et al., 2006), foi verificado um grande potencial de contaminação de águas subterrâneas por vírus e que sua adsorção no solo é baixa. As profundidades do lençol freático seguras determinadas por Matos e Matos (2017<sup>a</sup>) e USEPA(2006), de 8 e 3 m, respectivamente, podem não ser suficientes para conter o avanço da pluma de contaminação de vírus, embora possam ser suficientes para conter o avanço de contaminantes químicos como nitrato, utilizando-se de mecanismos de nitrificação e desnitrificação associados ao rodízio de áreas e variação na saturação do solo, favorecendo processos físicos, químicos e biológicos. Diversas características do solo podem favorecer a mobilidade dos vírus, como por exemplo a matéria orgânica (ZHUANG; JIN, 2003). Esta possui diversos benefícios agrícolas para o solo, elevando CTC e teor de umidade, tendendo a se elevar com o passar do tempo em sistemas de disposição de efluentes no solos (MATOS; MATOS, 2017b). Dessa forma, haveria uma tendência gradual de se elevar a mobilidade de vírus devido ao aumento da matéria orgânica presente e saturação de sítios de adsorção no meio.

Os ensaios em colunas saturadas podem se assemelhar às condições de campo presentes em sistemas de infiltração/percolação dependendo dos ciclos de rodízio e condutividade hidráulica do meio. Quanto maior o período de disposição do efluente e condutividade hidráulica saturada, maior a probabilidade de se ter o transporte no solo em condição de saturação absoluta e constante. É preciso avaliar as condições em regime transiente e saturação variada para se ter uma melhor aproximação da situação de campo.



No caso da fertirrigação, considerando que as taxas aplicadas são baixas e que o objetivo é aproveitamento agrícola dos nutrientes, não há excedente de água e nem conseqüentemente recarga do aquífero. Portanto as condições dos ensaios realizados divergem substancialmente das presentes nessa técnica uma vez que o perfil do solo não é saturado completamente pelo efluente.

Para o escoamento superficial, é possível, embora improvável devido às baixas taxas de aplicação, que parte do efluente possa alcançar o aquífero, entretanto é necessário se avaliar melhor as condições de saturação do solo nestes sistemas. Assim como a fertirrigação, é necessária avaliação do risco de contaminação de alimentos, trabalhador e persistência dos patógenos no solo.

A infiltração/percolação, embora ofereça elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas, possui ainda validade em contextos específicos como locais com baixa pluviometria e conflitos por uso da água. É necessário, todavia, um constante monitoramento do entorno em poços de monitoramento e cursos d'água, caso existam próximos. A ausência de residências e poços destinados ao consumo humano ao redor devem ser imperativos na escolha do local de disposição e sempre deve se avaliar técnicas alternativas em relação à infiltração/percolação. Neste sistema, os resultados obtidos sugerem que a contaminação de águas subterrâneas por vírus é provável, sendo importante também avaliações e modelagens tridimensionais hidrogeológicas do processo de recarga do aquífero, além da avaliação do transporte de plasmídeos bacterianos contendo genes de resistência a antibióticos (BENNETT, 2008; CHARPENTIER; COURVALIN, 1999; LACEY, 1975; REECE; PHILLIPS, 1995).

## 8 CONCLUSÃO

Os ensaios em colunas de lixiviação possibilitaram a avaliação do transporte de vírus em um latossolo e composições texturais do mesmo com areia. Foram observadas dificuldades e limitações nestes ensaios, principalmente em relação ao tratamento da amostra de solo, que no presente trabalho contemplou apenas deformadas. Dessa forma, há uma possível superestimativa da mobilidade devido às condições do ensaio, como presença de agregados, elevação da macroporosidade e conseqüentemente, condutividade hidráulica, divergindo substancialmente de condições de campo.

Os resultados obtidos indicam uma elevada mobilidade dos vírus no solo em condições de regime permanente e meio saturado. Observou-se uma maior adsorção quanto maior o teor de argila da mistura, entretanto, em todos os casos avaliados, o fator de retardamento obtido foi inferior à “1”, indicando uma elevada mobilidade e baixa adsorção. Foi verificado um elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas, principalmente em sistemas de disposição no solo que possuam como objetivo maximizar a infiltração do efluente no solo, como a infiltração/percolação. Este potencial pode se elevar com o passar do tempo devido a saturação de sítios no solo e também elevação do teor de matéria orgânica. É necessário extrema cautela, avaliação do local e também alternativas ao se implementar sistemas de infiltração/percolação, tendo como principal foco a ocupação humana e rígido monitoramento da qualidade da água no entorno.

O principal mecanismo encontrado que possibilitaria um menor potencial de contaminação de águas subterrâneas é a inativação em função do tempo. A mesma foi estimada em um ensaio independente e pode não representar condições de campo e comportamento no solo saturado, podendo sofrer influências adversas de temperatura e interações físico-químicas com óxi-hidróxidos de ferro e alumínio, que podem ser de adsorção ou inativação, o que é não consolidado na literatura. A contaminação de águas subterrâneas por vírus está ligada diretamente à maior velocidade de escoamento da solução nos poros. Quanto mais argiloso o solo, maior a tendência de retenção e inativação de vírus no solo, minimizando o potencial de contaminação das águas subterrâneas.

Embora, teoricamente, os solos tropicais devessem apresentar maior capacidade de retenção de vírus em relação aos de clima temperado devido às cargas positivas mais presentes, os fatores de retardamento obtidos para um solo argiloso foram similares aos encontrados para

solos arenosos em países de clima temperado, reforçando o elevado potencial de contaminação de águas subterrâneas por vírus.

Os indicadores utilizados, colifagos F+, são consolidados e amplamente utilizados e apresentados na literatura devido à robustez de sua análise e características similares às de vírus entéricos. Reforça-se, todavia, que os resultados apresentados podem ser diferentes dependendo da espécie de vírus, sendo recomendado a avaliação de outros bacteriófagos e mesmo vírus entéricos para se preencher esta lacuna.

A elevada mobilidade de vírus encontrada contempla condições específicas para um efluente anaeróbio e horizonte A de um latossolo vermelho, sendo necessárias mais avaliações em diferentes situações para o contexto brasileiro, de modo a se obter a comprovação destas conclusões.

## 9 RECOMENDAÇÕES

Devido à constatação da elevada mobilidade de vírus nos ensaios, reforça-se a necessidade de extrema cautela ao se optar por técnicas de disposição no solo que exijam elevados tempos e taxas de aplicação, com grande enfoque para a infiltração/percolação. Por meio dessa técnica, a contaminação das águas subterrâneas será provável e deve-se ter um grande controle, cautela ao se escolher a área e monitoramento do seu entorno. Para se modelar o transporte da pluma de contaminação em 2D ou 3D, é necessário realizar ensaios em perfis horizontais pra se estimar a condutividade hidráulica em diferentes direções. Recomenda-se, principalmente, que posteriores trabalhos a este façam a avaliação dos seguintes itens:

- Transporte de vírus em colunas de lixiviação com amostras indeformadas de solos e que comparem diferentes tipos de solos brasileiros;
- Taxa de inativação de vírus em meios porosos saturados e não apenas a verificada no efluente em si;
- Processo envolvido na interação entre vírus e oxi-hidróxidos de ferro, uma vez que não é claro se ocorre adsorção ou inativação isoladamente;
- Condições de regime transiente para avaliar se a variação no potencial redox e variação na saturação do meio poroso influencia na inativação e adsorção dos vírus e também alcance da pluma;
- Avaliação da mobilidade de outros vírus indicadores ou mesmo entéricos;
- Verificação no comportamento de plasmídeos bacterianos no solo e sua mobilidade;
- Modelagem de poro-escala e melhor compreensão da influência e dinâmica da adsorção pelo tamanho de agregados, poros e suas distribuições.

## 10 REFERÊNCIAS

ABEL, C. D. T. Soil-Aquifer Treatment. In: [s.l: s.n.]. p. 213.

AK, M.; GUNDUZ, O. Comparison of organic matter removal from synthetic and real wastewater in a laboratory-scale soil aquifer treatment system. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 224, n. 3, 2013.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washignton, D.C.

APPEL, C.; MA, L. Q.; RHUE, R. D.; KENNELLEY, E. Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility. **Geoderma**, [s. l.], v. 113, n. 1–2, p. 77–93, 2003.

ARTINGER, R.; RABUNG, T.; KIM, J. I.; SACHS, S.; SCHMEIDE, K.; HEISE, K. H.; BERNHARD, G.; NITSCHKE, H. Humic colloid-borne migration of uranium in sand columns. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s. l.], v. 58, n. 1–2, p. 1–12, 2002.

BAJRACHARYA, K.; TRAN, Y. T.; BARRY, D. A. Cadmium adsorption at different pore water velocities. **Geoderma**, [s. l.], v. 73, n. 3–4, p. 197–216, 1996.

BARROS, H. M. M.; VERIATO, M. K. L.; SOUZA, L. P.; CHICÓ, L. R.; BAROSI, K. X. L. **Reúso de água na agricultura**. [s.l: s.n.]. v. 10

BENNETT, P. M. Plasmid encoded antibiotic resistance: Acquisition and transfer of antibiotic resistance genes in bacteria. **British Journal of Pharmacology**, [s. l.], v. 153, n. SUPPL. 1, p. 347–357, 2008.

BETANCOURT, W. Q.; KITAJIMA, M.; WING, A. D.; REGNERY, J.; DREWES, J. E.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. Assessment of virus removal by managed aquifer recharge at three full-scale operations. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, [s. l.], v. 49, n. 14, p. 1685–1692, 2014.

BIXBY, R. L.; O'BRIEN, D. J. Influence of fulvic acid on bacteriophage adsorption and complexation in soil. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 38, n. 5, p. 840–845, 1979.

BORCHARDT, M. A.; BERTZ, P. D.; SPENCER, S. K.; BATTIGELLI, D. A. Incidence of enteric viruses in groundwater from household wells in Wisconsin. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 69, n. 2, p. 1172–1180, 2003.

BRASIL. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, 2008.

BRASIL. Resolução nº 420, 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>

BRASIL. Resolução nº 430, 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no Iho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. p. 8. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>

BRASIL. Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. O. Brasília, 2020. p. 21.  
CAMPOS, A. P. S. **Avaliação do potencial de poluição no solo e nas águas subterrâneas decorrente da atividade cemiterial**. 2007. Universidade de São Paulo, [s. l.], 2007.

CAO, H.; TSAI, F. T. C.; RUSCH, K. A. Salinity and soluble organic matter on virus sorption in sand and soil columns. **Ground Water**, [s. l.], v. 48, n. 1, p. 42–52, 2010.

CELIA, M.; BACHU, S.; NORDBOTTEN, J.; GASDA, S.; DAHLE, H. Quantitative estimation of CO<sub>2</sub> leakage from geological storage Analytical models, numerical models, and data needs. In: **Greenhouse Gas Control Technologies 7**. [s.l.] : Elsevier, 2005. p. 663–671.

CHARPENTIER, E.; COURVALIN, P. Antibiotic resistance in *Listeria* spp. **Antimicrobial agents and chemotherapy**, [s. l.], v. 43, n. 9, p. 2103–2108, 1999.

CHENG, H.; XIA, G.; LI, M.; QIAN, L.; XU, W.; LIU, Y. Performance and microbial community analysis of a constructed rapid infiltration system at different depths. **Polish Journal of Environmental Studies**, [s. l.], v. 29, n. 5, p. 3085–3095, 2020.

CHERNICHARO, C. A. de L. **photo4922479842516117673-converted.pdf**. 2ª ed. Belo Horizonte - MG: Editora UFMG, 2016.

CHOWDHURY, Z. Z.; ZAIN, S. M.; RASHID, A. K.; RAFIQUE, R. F.; KHALID, K. Breakthrough curve analysis for column dynamics sorption of Mn(II) ions from wastewater by using *Mangostana garcinia* peel-based granular-activated carbon. **Journal of Chemistry**, [s. l.], v. 2013, n. 11, 2013.

CHU, Y.; JIN, Y.; BAUMANN, T.; YATES, M. V. Effect of Soil Properties on Saturated and Unsaturated Virus Transport through Columns. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 32, n. 6, p. 2017–2025, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2003.2017>>

CHU, Y.; JIN, Y.; FLURY, M.; YATES, M. V. Mechanisms of virus removal during transport in unsaturated porous media. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 253–263, 2001. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2000WR900308>>

CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, D. W. de O.; PAULA, J. L. De; DUARTE, M. N. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro - RJ: EMBRAPA, 1997.

CNRH. Resolução n. 121, de 16 de dezembro de 2010. **Diário Oficial da União**, [s. l.], p. 2, 2010.

COYNE, M. S.; GILFILLIN, R. A.; RHODES, R. W.; BLEVINS, R. L. **Soil and fecal coliform trapping by grass filter strips during simulated rain**, 1995.

CRITES, R.; REED, S.; BASTIAN, R. **Land Treatment Systems for Municipal and Industrial Wastes**. 1. ed. London: McGraw-Hill Professional, 2000. Disponível em: <[http://link.springer.com/10.1057/978-1-137-60928-1\\_1](http://link.springer.com/10.1057/978-1-137-60928-1_1)>

CRONIN, A. A.; TAYLOR, R. G.; POWELL, K. L.; BARRETT, M. H.; TROWSDALE, S. A.; LERNER, D. N. Temporal variations in the depth-specific hydrochemistry and sewage-related microbiology of an urban sandstone aquifer, Nottingham, United Kingdom. **Hydrogeology Journal**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 205–216, 2003.

CUNHA, J. C.; RUIZ, H. A.; FREIRE, M. B. G. dos S.; ALVAREZ V., V. H.; FERNANDES, R. B. A. Quantification of permanent and variable charges in reference soils of the State of Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 38, n. 4, p. 1162–1169, 2014.

DARLAND, J. E.; INSKEEP, W. P. Effects of pore water velocity on the transport of arsenate. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 704–709, 1997.

DELGADO, J. M. P. Q. Longitudinal and transverse dispersion in porous media. **Chemical Engineering Research and Design**, [s. l.], v. 85, n. 9 A, p. 1245–1252, 2007.

DOWD, S. E.; PILLAI, S. D.; WANG, S.; CORAPCIOGLU, M. Y. Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 64, n. 2, p. 405–410, 1998.

FEAM; UFV. **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais**, Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas\\_interativos/SOLOS.ZIP](ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_interativos/SOLOS.ZIP)>  
FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. [s.l.: s.n.].

FREITAS, P. L. De; POLIDORO, J. C.; SANTOS, H. G.; PRADO, R. B.; CALDERANO, S. B.; GREGORIS, G.; MANZATTO, C. V.; DOWICH, I.; BERNARDI, A. C. de C. Identificação E Caracterização Físico-Química De Latossolos De Textura Arenosa E Média Da Região Oeste Da Bahia. **Caderno de Geociências**, [s. l.], v. 11, n. 1–2, p. 83–93, 2014.

FRISSEL, M. J. **The Adsorption of Some Organic Compounds, Especially Herbicides, on Clay Minerals**. Wageningen, Holanda: Centrum voor Landbouw, 1961.

GENUCHTEN, M. T. Van. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 44, p. 892–898, 1980. Disponível em: <[https://hwbdocuments.env.nm.gov/Los Alamos National Labs/TA 54/11569.pdf](https://hwbdocuments.env.nm.gov/Los%20Alamos%20National%20Labs/TA54/11569.pdf)>

GERBA, C. P. **Applied and Theoretical Aspects of Virus Adsorption to Surfaces**. [s.l.: s.n.].

v. 30

GHIASI, B.; NIKSOKHAN, M. H.; MAHDAVI MAZDEH, A. Co-transport of chromium(VI) and bentonite colloidal particles in water-saturated porous media: Effect of colloid concentration, sand gradation, and flow velocity. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s. l.], v. 234, n. Vi, p. 103682, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103682>>

GRABOW, W. O. K. Indicator Systems for Assessment of the Virological Safety of Treated Drinking Water. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 18, n. 10, p. 159–165, 1986.

GRABOW, W. O. K. Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. **Water SA**, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 251–268, 2001.

GU, S.; KANG, X.; WANG, L.; LICHTFOUSE, E.; WANG, C. Clay mineral adsorbents for heavy metal removal from wastewater: a review. **Environmental Chemistry Letters**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 629–654, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10311-018-0813-9>>

HAVELAAR, A. H.; HOGEBROOM, W. M. Factors affecting the enumeration of coliphages in sewage and sewage-polluted waters. **Antonie van Leeuwenhoek**, [s. l.], v. 49, n. 4–5, p. 387–397, 1983.

HULO, C.; DE CASTRO, E.; MASSON, P.; BOUGUELERET, L.; BAIROCH, A.; XENARIOS, I.; LE MERCIER, P. ViralZone: a knowledge resource to understand virus diversity. **Nucleic Acids Research**, [s. l.], v. 39, n. suppl\_1, p. D576–D582, 2011. Disponível em: <<https://academic.oup.com/nar/article-lookup/doi/10.1093/nar/gkq901>>

HURST, C. J.; GERBA, C. P.; CECH, I. Effects of environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 40, n. 6, p. 1067–1079, 1980.

JIN, Y.; YATES, M. V.; THOMPSON, S. S.; JURY, W. A. Sorption of Viruses during Flow through Saturated Sand Columns. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 548–555, 1997. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es9604323>>

JOFRE, J. Is the replication of somatic coliphages in water environments significant? **Journal of Applied Microbiology**, [s. l.], v. 106, n. 4, p. 1059–1069, 2009.

JOFRE, J.; LUCENA, F.; BLANCH, A. R.; MUNIESA, M. Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 8, n. 5, p. 1–21, 2016.

KESWICK, B. H.; GERBA, C. P. Viruses in groundwater. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 14, n. 11, p. 1290–1297, 1980.

KHEIRABADI, M.; NIKSOKHAN, M. H.; OMIDVAR, B. Colloid-Associated Groundwater Contaminant Transport in Homogeneous Saturated Porous Media: Mathematical and Numerical Modeling. **Environmental Modeling and Assessment**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 79–90,



2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10666-016-9518-2>>

KUMAR, A.; NIRPEN, L.; RANJAN, A.; GULATI, K.; THAKUR, S.; JINDAL, T. Microbial groundwater contamination and effective monitoring system. **Asian Journal of Environmental Science**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 37–48, 2014.

LACEY, R. W. Antibiotic resistance plasmids of Staphylococcus aureus and their clinical importance. **Bacteriological Reviews**, [s. l.], v. 39, n. 1, p. 1–32, 1975.

LOBATO, L. C. da S. **Aproveitamento Energético De Biogás Gerado Em Reatores Uasb Tratando Esgoto Doméstico**. 2011. UFMG, [s. l.], 2011. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/189D.PDF>>

LUZ, R. B. Da; STAGGEMEIER, R.; FRATTA, L. X. S.; LONGO, L.; SCHUTZ, R.; SOLIMAN, M. C.; KLUGE, M.; FABRES, R. B.; SCHENKEL, G. C.; BRUNI, F. P.; FLECK, J. D.; PICOLI, S. U.; SPILKI, F. R. Contaminação viral e bacteriana em águas subterrâneas na porção aflorante do Aquífero Guaraní, município de Ivoti, RS. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 871, 2017. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1980-993X2017000500871&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2017000500871&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt)>

MANGENEY, A.; HEINRICH, P.; ROCHE, R. Analytical solution for testing debris avalanche numerical models. **Pure and Applied Geophysics**, [s. l.], v. 157, n. 6–8, p. 1081–1096, 2000.

MANGUN, C. L.; DALEY, M. A.; BRAATZ, R. D.; ECONOMY, J. Effect of pore size on adsorption of hydrocarbons in phenolic-based activated carbon fibers. **Carbon**, [s. l.], v. 36, n. 1–2, p. 123–129, 1998.

MATOS, B. A. Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo. [s. l.], p. 172, 2001.

MATOS, A. T. De. **Qualidade do meio físico ambiental: Práticas de laboratório**. Viçosa - MG: Editora UFV, 2012.

MATOS, A. T. De; MATOS, M. P. De. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**, Editora UFV, 2017. a.

MATOS, A. T. De; MATOS, M. P. De. **Diagnóstico e avaliação da poluição do solo e águas subterrâneas**. Belo Horizonte - MG: Editora UFV, 2017. b.

MEKARU, T.; UEHARA, G. Anion Adsorption in Ferruginous Tropical Soils1. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 296, 1972. Disponível em: <<https://www.soils.org/publications/sssaj/abstracts/36/2/SS0360020296>>

MENDEZ, J.; JOFRE, J.; LUCENA, F.; CONTRERAS, N.; MOOIJMAN, K.; ARAUJO, R. Conservation of phage reference materials and water samples containing bacteriophages of enteric bacteria. **Journal of Virological Methods**, [s. l.], v. 106, n. 2, p. 215–224, 2002.

MITCHELL, P. D. Human parasites in the Roman World: Health consequences of conquering an empire. **Parasitology**, [s. l.], v. 144, n. 1, p. 48–58, 2017.

MOORE, R. S.; TAYLOR, D. H.; STURMAN, L. S.; REDDY, M. M.; FUHS, G. W. Poliovirus adsorption by 34 minerals and soils. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 42, n. 6, p. 963–975, 1981.

MORRISON, C. M.; BETANCOURT, W. Q.; QUINTANAR, D. R.; LOPEZ, G. U.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. Potential indicators of virus transport and removal during soil aquifer treatment of treated wastewater effluent. **Water Research**, [s. l.], v. 177, p. 115812, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115812>>

NAIR, V. V. Influence of colloid and adsorption parameters on contaminant transport in fractured rocks - A triple continuum model. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 8, n. December 2018, p. 381–389, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.12.006>>

NASCIMENTO, R. F. Do; DE LIMA, A. C. A.; VIDAL, C. B.; MELO, D. de Q.; RAULINO, G. S. C. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. Fortaleza, CE, p. 256, 2014.

NEMA, P.; OJHA, C. S. P.; KUMAR, A.; KHANNA, P. Techno-economic evaluation of soil-aquifer treatment using primary effluent at Ahmedabad, India. **Water Research**, [s. l.], v. 35, n. 9, p. 2179–2190, 2001.

NRC. **Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production**. Washington, D.C.: National Academies Press, 1996. Disponível em: <<http://www.nap.edu/catalog/5175>>

OLIVEIRA, G. C.; DIAS, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Chemistry and physical-hydric characterization of a red latosol after 20 years of different soil use and management. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 28, n. 2, p. 327–336, 2004.

PALMA, J. B.; GERAIS, M. CONTAMINAÇÃO EM FUNÇÃO DOS DIFERENTES VALORES DOS COEFICIENTES DE DISPERSIVIDADE BEHAVIOR ASSESSMENT OF CONTAMINATION PLUME CONSIDERING DIFFERENT DISPERSIVITY COEFFICIENT VALUES. **Boletim Paranaense de Geociências**, [s. l.], v. 56, p. 21–47, 2005.

PANG, L.; CLOSE, M.; SCHNEIDER, D.; STANTON, G. Effect of pore-water velocity on chemical nonequilibrium transport of Cd, Zn, and Pb in alluvial gravel columns. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s. l.], v. 57, n. 3–4, p. 241–258, 2002.

PANG, L.; MCLEOD, M.; AISLABIE, J.; ŠIMŮNEK, J.; CLOSE, M.; HECTOR, R. Modeling Transport of Microbes in Ten Undisturbed Soils under Effluent Irrigation. **Vadose Zone Journal**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 97, 2008. Disponível em: <<https://www.soils.org/publications/vzj/abstracts/7/1/97>>

PANG, L.; ŠIMŮNEK, J. Evaluation of bacteria-facilitated cadmium transport in gravel columns using the HYDRUS colloid-facilitated solute transport model. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 42, n. 12, p. 1–13, 2006. Disponível em:

<<http://doi.wiley.com/10.1029/2006WR004896>>

PIRANHA, J. M.; PACHECO, A. Vírus em águas subterrâneas usadas para abastecimento de comunidades rurais do município de São José do Rio Preto (SP). **XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, [s. l.], p. 1–15, 2004.

POWELSON, D. K. **Virus Transport and Survival in Saturated and Unsaturated Flow through Soil Columns**. 1990. UNIVERSITY OF ARIZONA, [s. l.], 1990.

POWELSON, D. K.; GERBA, C. P. Virus removal from sewage effluents during saturated and unsaturated flow through soil columns. **Water Research**, [s. l.], v. 28, n. 10, p. 2175–2181, 1994.

QUANRUD, D. M.; CARROLL, S. M.; GERBA, C. P.; ARNOLD, R. G. Virus removal during simulated soil-aquifer treatment. **Water Research**, [s. l.], v. 37, n. 4, p. 753–762, 2003. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135402003937>>

RASTEGAR, S. O.; GU, T. Empirical correlations for axial dispersion coefficient and Peclet number in fixed-bed columns. **Journal of Chromatography A**, [s. l.], v. 1490, n. February 2018, p. 133–137, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2017.02.026>>

REECE, K. S.; PHILLIPS, G. J. New plasmids carrying antibiotic-resistance cassettes. **Gene**, [s. l.], v. 165, n. 1, p. 141–142, 1995.

RIBEIRO, D. P.; MARTINEZ, M. A.; DE MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; PARREIRAS, M. S. N.; CECON, P. R. Relação da velocidade de escoamento da solução e do comprimento da coluna de solo com os parâmetros de transporte de potássio em um Latossolo e um Neossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 1907–1916, 2011.

ROELS, S. M. **Virus Transport under Transient Flow Conditions**. 2009. Utrecht University, [s. l.], 2009.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais** *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*. Campinas, SP.

RYAN, J. N.; HARVEY, R. W.; METGE, D.; ELIMELECH, M.; NAVIGATO, T.; PIEPER, A. P. Field and laboratory investigations of inactivation of viruses (PRD1 and MS2) attached to iron oxide-coated quartz sand. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 36, n. 11, p. 2403–2413, 2002.

SASIDHARAN, S.; TORKZABAN, S.; BRADFORD, S. A.; KOOKANA, R.; PAGE, D.; COOK, P. G. Transport and retention of bacteria and viruses in biochar-amended sand. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 548–549, p. 100–109, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.126>>

SCANDURA, J. E.; SOBSEY, M. D. Viral and bacterial contamination of groundwater from on-site sewage treatment systems. **Water Science and Technology**, [s. l.], v. 35, n. 11–12, p. 141–146, 1997. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00249-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00249-7)>

SCHAUB, S. A.; SORBER, C. A. Virus and bacteria removal from wastewater by rapid infiltration through soil. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 609–619, 1977.

SCHIFFENBAUER, M.; STOTZKY, G. Adsorption of coliphages T1 and T7 to host and non-host microbes and to clay minerals. **Current Microbiology**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 245–249, 1983.

SCHIJVEN, J. F.; HASSANIZADEH, S. M. Removal of Viruses by Soil Passage: Overview of Modeling, Processes, and Parameters. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 49–127, 2000. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643380091184174>>

SCHMOLL, O.; HOWARD, G.; CHILTON, J.; CHORUS, I. **Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources**. London-Seattle: IWA Publishing, 2006. 60 metros sandstone.

SCHULZE-MAKUCH, D. Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. **Ground Water**, [s. l.], v. 43, n. 3, p. 443–456, 2005.

SHARMA, S. K.; ERNST, M.; HEIN, A.; JEKEL, M.; JEFFERSON, B.; AMY, G. Treatment trains utilising natural and hybrid processes. In: KAZNER, C.; WINTGENS, T.; DILLON, P. (Eds.). **Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge**. 1<sup>o</sup> ed. London, UK: IWA Publishing, 2012. v. 14p. 458.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. World wide regulations and guidelines for agricultural water reuse: A critical review. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 12, n. 4, 2020.

SILVA, E. S. e. **Detecção de vírus entéricos, coliformes totais e Escherichia coli em água de poços da cidade de Macapá-AP**. 2018. Universidade Federal do Amapá, [s. l.], 2018.

ŠIMŮNEK, J.; M. ŠEJNA, A.; SAITO, H.; SAKAI, M.; GENUCHTEN, M. T. Van. The HYDRUS-1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media, version 4.17. **HYDRUS Software Series 3D**, [s. l.], n. June, p. 343, 2013. Disponível em: <[https://www.pc-progress.com/Downloads/Pgm\\_Hydrus1D/HYDRUS1D-4.17.pdf](https://www.pc-progress.com/Downloads/Pgm_Hydrus1D/HYDRUS1D-4.17.pdf)>

SINTON, L. W.; FINLAY, R. K.; LYNCH, P. A. Sunlight inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage-polluted seawater. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 65, n. 8, p. 3605–3613, 1999.

SINTON, L. W.; HALL, C. H.; LYNCH, P. A.; DAVIES-COLLEY, R. J. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 68, n. 3, p. 1122–1131, 2002.

SURESH KUMAR, P.; KORVING, L.; KEESMAN, K. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; WITKAMP, G. J. Effect of pore size distribution and particle size of porous metal oxides on

phosphate adsorption capacity and kinetics. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 358, p. 160–169, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.202>>

T. R. YU. **Chemistry of variable charge soils**. 1<sup>o</sup> ed. New York: Oxford University Press, 1997.

TAKASHI ASANO; FRANKLIN L. BURTON; LEVERENZ, H. L.; RYUJIRO TSUCHIHASHI; GEORGE TCHOBANOGLIOUS. **Water Reuse Issues, Technologies, and Applications Metcalf**. 1<sup>st</sup> ed. [s.l.] : AECOM Company Metcalf & Eddy, Inc., 2007.

TAYLOR, R.; CRONIN, A.; PEDLEY, S.; BARKER, J.; ATKINSON, T. The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection - Review of field evidence. **FEMS Microbiology Ecology**, [s. l.], v. 49, n. 1, p. 17–26, 2004.

TESSON, V.; RENAULT, P.; RENAULT, P. Reversible immobilization and irreversible removal of viruses in soils or mixtures of soil materials. [s. l.], 2017.

THOMPSON, S. S.; FLURY, M.; YATES, M. V.; JURY, W. A. Role of the air-water-solid interface in bacteriophage sorption experiments. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 64, n. 1, p. 304–309, 1998.

TIERNEY, J. T.; SULLIVAN, R.; LARKIN, E. P. Persistence of poliovirus 1 in soil and on vegetables grown in soil previously flooded with inoculated sewage sludge or effluent. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 109–113, 1977.

TORKZABAN, S.; HASSANIZADEH, S. M.; SCHIJVEN, J. F.; DE BRUIN, H. A. M.; DE RODA HUSMAN, A. M. Virus Transport in Saturated and Unsaturated Sand Columns. **Vadose Zone Journal**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 877, 2006. Disponível em: <<https://www.soils.org/publications/vzj/abstracts/5/3/877>>

TAI, W. T.; CHANG, C. Y.; HO, C. Y.; CHEN, L. Y. Simplified description of adsorption breakthrough curves of 1,1-dichloro-1-fluoroethane (HCFC-141b) on activated carbon with temperature effect. **Journal of Colloid and Interface Science**, [s. l.], v. 214, n. 2, p. 455–458, 1999.

UDDIN, F. Montmorillonite: An Introduction to Properties and Utilization. In: **Current Topics in the Utilization of Clay in Industrial and Medical Applications**. [s.l.] : InTech, 2018. v. ip. 13.

USEPA. **Method 1602 : Male-specific ( F + ) and Somatic Coliphage in Water by Single Agar Layer ( SAL ) Procedure** (United States Environmental Protection Agency, Ed.). Washington, D.C.

USEPA. **Process Design Manual Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents**. Cincinnati - Ohio: USEPA, 2006.

USEPA. **EPA Guidelines for Water Reuse**. Washington, D.C.

USEPA. **Review of Coliphages As Possible Indicators of Fecal Contamination**. Washington, D.C.

VAN GENUCHTEN, M. T.; WIERENGA, P. J. Solute Dispersion Coefficients and Retardation Factors. [s. l.], v. 9, n. 9, p. 1025–1054, 1986.

VAUGHEN, J. M.; LANDRY, E. F.; BECKWITH, A.; THOMAS, M. Z. Virus removal during groundwater recharge: Effects of infiltration rate on adsorption of poliovirus to soil. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 41, n. 1, p. 139–147, 1981.

VELDE, B. (ED.). **Origin and Mineralogy of Clays**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1995. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-12648-6>>

WELLINGS, F. M.; LEWIS, A. L.; MOUNTAIN, C. W.; PIERCE, L. V. Demonstration of Virus in Groundwater after Effluent Discharge onto Soil. **Applied Microbiology**, [s. l.], v. 29, n. 6, p. 751–757, 1975.

WHEATCRAFT, S. W.; TYLER, S. W. An explanation of scale-dependent dispersivity in heterogeneous aquifers using concepts of fractal geometry. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 566–578, 1988.

YATES, M. V.; GERBA, C. P. Virus Survival in Groundwater. **Hydrology and Water Resources in Arizona and the Southwest**, [s. l.], p. 115–120, 1983.

YATES, M. V.; GERBA, C. P.; KELLEY, L. M. Virus persistence in groundwater. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 49, n. 4, p. 778–781, 1985.

YOU, Y.; HAN, J.; CHIU, P. C.; JIN, Y. Removal and inactivation of waterborne viruses using zerovalent iron. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 39, n. 23, p. 9263–9269, 2005.

YOUNG, R. A.; HUNTRODS, T.; ANDERSON, W. Effectiveness of Vegetated Buffer Strips in Controlling Pollution from Feedlot Runoff. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 9, n. 3, p. 483–487, 1980.

ZHANG, X.; CRAWFORD, J. W.; YOUNG, I. M. Does pore water velocity affect the reaction rates of adsorptive solute transport in soils? Demonstration with pore-scale modelling. **Advances in Water Resources**, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 425–437, 2008.

ZHAO, B.; MACMINN, C. W.; PRIMKULOV, B. K.; CHEN, Y.; VALOCCHI, A. J.; ZHAO, J.; KANG, Q.; BRUNING, K.; MCCLURE, J. E.; MILLER, C. T.; FAKHARI, A.; BOLSTER, D.; HILLER, T.; BRINKMANN, M.; CUETO-FELGUEROSO, L.; COGSWELL, D. A.; VERMA, R.; PRODANOVIĆ, M.; MAES, J.; GEIGER, S.; VASSVIK, M.; HANSEN, A.; SEGRE, E.; HOLTZMAN, R.; YANG, Z.; YUAN, C.; CHAREYRE, B.; JUANES, R. Comprehensive comparison of pore-scale models for multiphase flow in porous media. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 116, n. 28, p. 13799–13806, 2019.

ZHAO, B.; ZHANG, H.; ZHANG, J.; JIN, Y. Virus adsorption and inactivation in soil as influenced by autochthonous microorganisms and water content. **Soil Biology and**

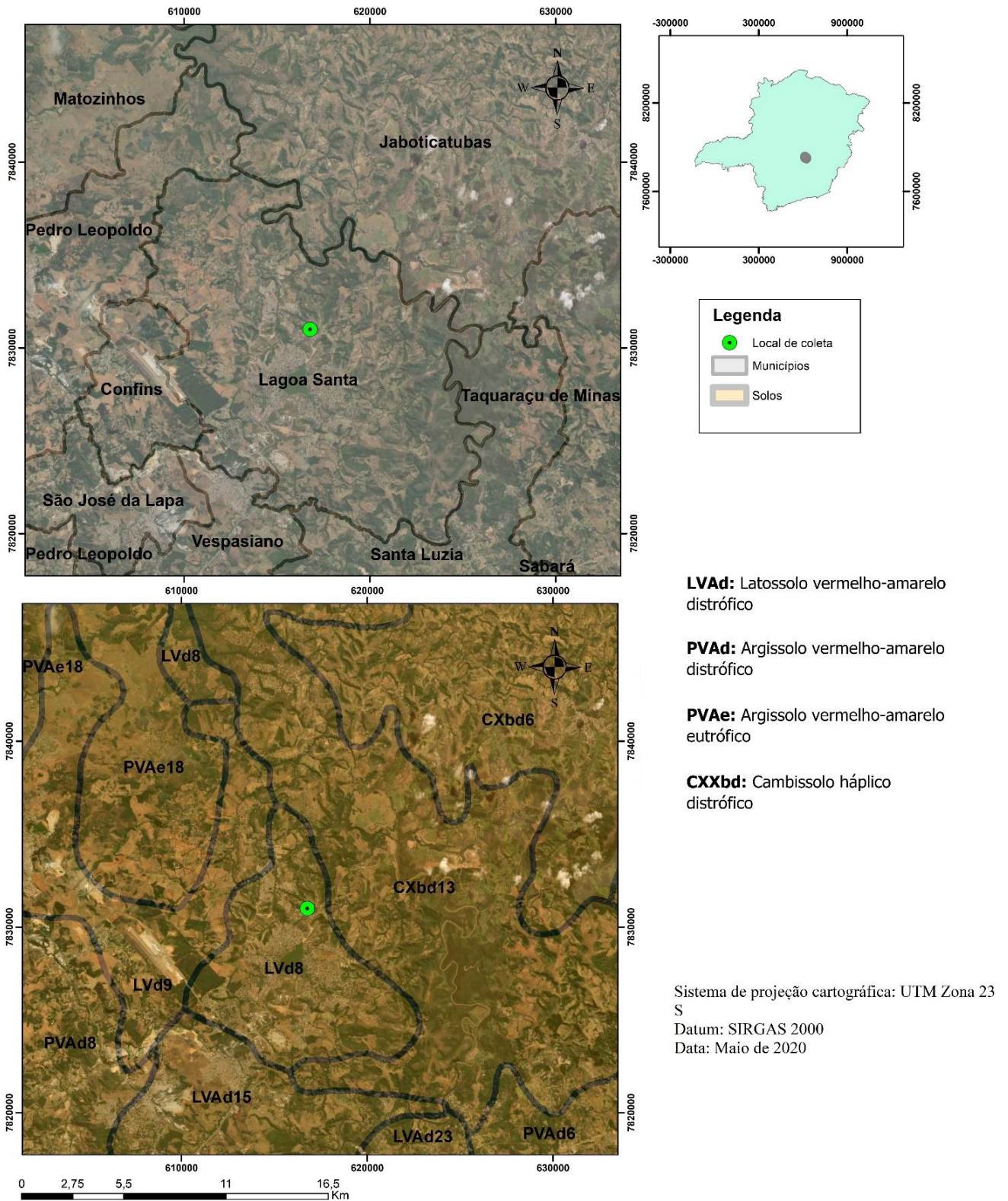
**Biochemistry**, [s. l.], v. 40, n. 3, p. 649–659, 2008.

ZHUANG, J.; JIN, Y. Virus Retention and Transport as Influenced by Different Forms of Soil Organic Matter. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 32, n. 3, p. 816–823, 2003.

ZYCHOWSKI, J.; BRYNDAL, T. Impact of cemeteries on groundwater contamination by bacteria and viruses - A review. **Journal of Water and Health**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 285–301, 2015.

11 ANEXOS

Anexo 1: Local de amostragem do solo utilizado nos ensaios



Fonte: Autor



**Anexo 2:** Classes de solo presentes na região de amostragem para os ensaios

<b>Identificação</b>	<b>Descrição</b>
<b>PVAe18</b>	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO eutrófico típico A moderado/ chernozêmico textura média/argilosa + LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico A moderado textura argilosa + NEOSSOLO LITÓLICO eutrófico típico A fraco; fase floresta subcaducifólia, relevo forte ondulado e montanhoso.
<b>LVd8</b>	LATOSSOLO VERMELHO distrófico típico A moderado textura argilosa + CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico A moderado textura siltosa/argilosa, fase cascalhenta/não cascalhenta; ambos fase cerrado, relevo plano e suave ondulado.
<b>CXbd6</b>	CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico A moderado textura argilosa, cascalhento/não cascalhento; fase cerrado, relevo forte ondulado
<b>CXbd13</b>	CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico A moderado textura siltosa/ argilosa, pedregoso/não pedregoso + NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico A moderado ; ambos fase campo cerrado, relevo ondulado.
<b>PVAd6</b>	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A moderado textura argilosa, cascalhento/não cascalhento + CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico e léptico A moderado textura siltosa/argilosa + NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico A fraco; todos fase floresta subcaducifólia, relevo suave ondulado e ondulado.
<b>PVAd8</b>	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A moderado textura média/argilosa + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A moderado

---

	<p>textura argilosa + CAMBISSOLO HÁPLICO distrófico típico A moderado  textura  siltosa/argilosa; todos fase floresta subcaducifólia, relevo ondulado e forte  ondulado.</p>
	<p>LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A moderado  textura  argilosa + LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico plínticos  argissólicos A  moderado textura argilosa; ambos fase campestre e cerrado, relevo plano e  suave  ondulado.</p>
<b>LVAd9</b>	
	<p>LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A moderado  textura  argilosa + ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A  moderado textura  média/argilosa; ambos fase floresta subperenifólia, relevo suave ondulado e  ondulado e forte ondulado.</p>
<b>LVAd15</b>	
	<p>LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A moderado  textura  argilosa + ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico A  moderado textura  média/argilosa + NEOSSOLO LITÓLICO distrófico típico A  fraco/moderado; todos  fase floresta subcaducifólia, relevo ondulado e forte ondulado.</p>
<b>LVAd23</b>	

---

Fonte: FEAM e UFV (2010)

## 12 APÊNDICE

### 12.1 Código do sensor de condutividade elétrica

```

#include <DallasTemperature.h>
#include <OneWire.h>

#define TdsSensorPin A0
#define VREF 5.0 // analog reference voltage(Volt) of the ADC
#define SCOUNT 20 // sum of sample point
int analogBuffer[SCOUNT]; // store the analog value in the array, read from ADC
int analogBufferTemp[SCOUNT];
int analogBufferIndex = 0,copyIndex = 0;
float averageVoltage = 0,tdsValue = 0,temperature = 25;
unsigned long time;

// Data wire is connected to the Arduino digital pin 4
#define ONE_WIRE_BUS 4

// Setup a oneWire instance to communicate with any OneWire devices
OneWire oneWire(ONE_WIRE_BUS);

// Pass our oneWire reference to Dallas Temperature sensor
DallasTemperature sensors(&oneWire);

void setup()
{
  Serial.begin(115200);
  pinMode(TdsSensorPin,INPUT);
  sensors.begin();

```

```

Serial.println("TimeStep;TDS;Temperature;AverageVoltage");
}

void loop()
{
  static unsigned long analogSampleTimepoint = millis();
  if(millis()-analogSampleTimepoint > 40U) //every 40 milliseconds,read the analog value
  from the ADC
  {
    analogSampleTimepoint = millis();
    analogBuffer[analogBufferIndex] = analogRead(TdsSensorPin); //read the analog value
  and store into the buffer
    analogBufferIndex++;
    if(analogBufferIndex == SCOUNT)
      analogBufferIndex = 0;
  }
  static unsigned long printTimepoint = millis();
  if(millis()-printTimepoint > 4000U) //every 40 seconds, get the TDS value
  {
    sensors.requestTemperatures();// Send the command to get temperatures
    temperature=sensors.getTempCByIndex(0); //Stores Value in Variable

    printTimepoint = millis();
    for(copyIndex=0;copyIndex<SCOUNT;copyIndex++)
      analogBufferTemp[copyIndex]= analogBuffer[copyIndex];
    averageVoltage = getMedianNum(analogBufferTemp,SCOUNT) * (float)VREF/ 1024.0; //
  read the analog value more stable by the median filtering algorithm, and convert to voltage
  value

    float compensationCoefficient=1.0+0.02*(temperature-25.0); //temperature compensation
  formula: fFinalResult(25^C) = fFinalResult(current)/(1.0+0.02*(fTP-25.0));

    float compensationVolatge=averageVoltage/compensationCoefficient; //temperature
  compensation

```

```

    tdsValue=(133.42*compensationVolatge*compensationVolatge*compensationVolatge -
255.86*compensationVolatge*compensationVolatge + 857.39*compensationVolatge)*0.5;
//convert voltage value to tds value

```

```

    Serial.print(printTimepoint);
    Serial.print(";");
    //Serial.print("TDS Value:");
    Serial.print(tdsValue,0);
    Serial.print(";");
    //Serial.println("ppm");
    Serial.print(temperature);
    Serial.print(";");
    Serial.print(averageVoltage);
    Serial.println(";");
}
}

```

```

int getMedianNum(int bArray[], int iFilterLen)

```

```

{
    int bTab[iFilterLen];
    for (byte i = 0; i<iFilterLen; i++)
        bTab[i] = bArray[i];
    int i, j, bTemp;
    for (j = 0; j < iFilterLen - 1; j++)
    {
        for (i = 0; i < iFilterLen - j - 1; i++)
        {
            if (bTab[i] > bTab[i + 1])
            {
                bTemp = bTab[i];
                bTab[i] = bTab[i + 1];

```

```
    bTab[i + 1] = bTemp;
  }
}
}
if ((iFilterLen & 1) > 0)
bTemp = bTab[(iFilterLen - 1) / 2];
else
bTemp = (bTab[iFilterLen / 2] + bTab[iFilterLen / 2 - 1]) / 2;
return bTemp;
}
```