

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA CAMADA DE
IMPERMEABILIZAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS**

CAMILLA TURON BARAN

**ORIENTADOR: PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL
CAVALCANTE, PHD**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL 2 EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

BRASÍLIA / DF: JULHO DE 2019

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA CAMADA DE
IMPERMEABILIZAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS**

CAMILLA TURON BARAN

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

**Prof. André Luís Brasil Cavalcante, D.Sc. (ENC-UnB)
(ORIENTADOR)**

**Manuelle Santos Góis, D.Sc. (ENC-UnB)
(EXAMINADORA INTERNA)**

**Prof. Luciano Soares da Cunha, D.Sc. (IG-UnB)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 10 de julho de 2019.

FICHA CATALOGRÁFICA

BARAN, CAMILLA TURON

Avaliação da Eficiência da Camada de Impermeabilização de Aterros Sanitários.
[Distrito Federal] 2019.

xi, 88 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharela, Engenharia Ambiental, 2019)

Monografia de Projeto Final 2 - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|-----------------------|--------------------------|
| 1. Difusão molecular; | 2. Aterro Sanitário; |
| 3. Impermeabilização; | 4. <i>Liner</i> de solo; |
| 5. Geomembrana. | |

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BARAN, C. T. (2019). Avaliação da Eficiência da Camada de Impermeabilização de Aterros Sanitários. Monografia de Projeto Final 2. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 86 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DA AUTORA: Camilla Turon Baran

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Avaliação da Eficiência da Camada de Impermeabilização de Aterros Sanitários.

GRAU / ANO: Bacharela em Engenharia Ambiental / 2019.

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

Camilla Turon Baran

SHCGN 716 bloco Q, 70770-747. Brasília/DF, Brasil
milla_turon@hotmail.com

RESUMO

Apesar de a Política Nacional de Resíduos Sólidos considerar os aterros sanitários como formas de disposição final ambientalmente adequadas, eles têm o potencial de causar inúmeros impactos ambientais, como por exemplo, a contaminação dos recursos naturais por substâncias químicas presentes no lixiviado. Para evitar esse tipo de contaminação, é exigida uma camada de impermeabilização – ou *liner* de fundo –, a qual, normalmente, é composta por um solo de baixa permeabilidade compactado e um geossintético conhecido como geomembrana. Sua principal função é atenuar a percolação de contaminantes ao longo do solo de modo que suas concentrações permaneçam dentro dos limites de qualidade e não ofereçam riscos à saúde. Apesar disso, o mecanismo de transporte da difusão molecular ainda atua na transferência de substâncias químicas, pois ele é decorrente apenas do gradiente de concentração. O estudo tem intuito de analisar a eficiência da camada de impermeabilização de aterros sanitários por meio da modelagem do fluxo difusivo ao longo do solo e da geomembrana. Foi usado o software *Wolfram Mathematica* em todo o processo de modelagem. Foram analisados os contaminantes: cádmio, cobre, cloreto, níquel e cromo. Os modelos de difusão em solos e na geomembrana foram validados com dados do Aterro Sanitário de Brasília. Foi encontrado que a geomembrana não foi capaz de evitar a passagem dos íons de cloreto e cromo durante o período de vida útil de um aterro simulado. O *liner* de solo compactado mostrou-se eficiente na contenção de todos os contaminantes testados. As faixas encontradas de coeficientes de difusão molecular, com sorção, no solo foram: cromo entre $1,5 \times 10^{-11}$ e $2,2 \times 10^{-12}$ m²/s; cobre entre $1,2 \times 10^{-12}$ e $6,8 \times 10^{-15}$ m²/s; cloreto igual a $5,0 \times 10^{-10}$ m²/s; cádmio entre $1,3 \times 10^{-12}$ e $5,7 \times 10^{-13}$ m²/s e níquel entre $2,6 \times 10^{-12}$ e $6,4 \times 10^{-12}$ m²/s. O estudo foi capaz de fornecer ferramentas de simulação do fluxo difusivo de alguns poluentes ao longo do tempo, que possibilita verificar o risco de contaminação e de desrespeito às normas de qualidade, além de auxiliar no dimensionamento de estruturas em aterros. Os resultados permitiram questionar a necessidade da geomembrana em empreendimentos de aterros sanitários, uma vez que o *liner* de solo se mostrou suficiente na contenção dos contaminantes.

Palavras-chave: Difusão molecular; Aterro Sanitário; Impermeabilização; *Liner* de solo e Geomembrana.

ABSTRACT

The Brazilian National Solid Waste Policy considers landfills as environmentally appropriate forms of final disposal. Even so, they still have the potential to cause numerous environmental impacts, such as the contamination of natural resources by the substances present in the leachate. In order to avoid this damage, the landfills require an attenuation layer as a barrier system against contaminant migration. This layer typically includes a geomembrane liner (GM) and either a compacted clay liner (CCL), and it is called composite liner. The intended function of the bottom liner is to impede advective contaminant migration and minimize the risk of environmental pollution and human health issues. Nevertheless, the molecular diffusion mechanism can still cause contaminant transportation through the bottom liner, since it depends only on the concentration gradient. This study analyses the efficiency of the composite liner as a barrier for the diffusive transport, using diffusive models for geomembranes and soil liners. The chemical species discussed were chrome, cadmium, copper, nickel and chloride and the models were implemented in the software Wolfram Mathematica. The diffusion models were applied on the Brasília Sanitary Landfill, as a Case Study. It was found that the chrome and the chloride could readily diffuse through a 2 mm HDPE geomembrane in a few years. The CCL demonstrated to be an effective barrier against all the substances modelled. The diffusive transport in the soil liner was modelled and the diffusion coefficients obtained were: chrome between $1,5 \times 10^{-11}$ and $2,2 \times 10^{-12}$ m²/s; copper between $1,2 \times 10^{-12}$ and $6,8 \times 10^{-15}$ m²/s; chloride approximately $5,0 \times 10^{-10}$ m²/s; cadmium between $1,3 \times 10^{-12}$ and $5,7 \times 10^{-13}$ m²/s and nickel between $2,6 \times 10^{-12}$ and $6,4 \times 10^{-12}$ m²/s. The study showed that the soil protection layer performed satisfactorily as a diffusive barrier for the contaminants simulated. It was concluded that the use of geomembrane in a bottom liner can be questioned, since the clay liner showed to be enough for the retention of the contaminants simulated.

Keywords: Molecular diffusion; Landfill; Protection Layer; Soil liner and Geomembrane.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo geral	4
2.2 Objetivos específicos	4
2.3 Relevância da pesquisa	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 Aterro sanitário e legislação brasileira	5
3.1.1 Camada de impermeabilização.....	6
3.1.2 Geomembranas.....	10
3.2 Aterro Sanitário de Brasília	13
3.3 Monitoramento Ambiental	16
3.3.1 Lixiviado.....	17
3.3.2 Águas Subterrâneas.....	20
3.4 Mecanismos de transporte de contaminantes	21
3.4.1 Advecção.....	23
3.4.2 Dispersão mecânica.....	24
3.4.3 Difusão molecular.....	25
3.4.4 Dispersão hidrodinâmica.....	27
3.4.5 Sorção.....	28
3.5 Geomembranas e os mecanismos de transporte	29
3.6 Ensaio de difusão pura em solos	32
3.6.1 Solução da Camada Contaminada Equivalente (CCE).....	34
3.7 Modelagem no <i>Wolfram Mathematica</i>	37
3.7.1 Metodologia de Fonseca (2017).....	37
4 METODOLOGIA	39
4.1 Materiais	39
4.1.1 Dados do monitoramento ambiental do ASB.....	39
4.1.1.1 Lixiviado.....	39
4.1.1.2 Águas subterrâneas e superficiais (rio Melchior).....	40
4.1.2 Ensaio de difusão em geomembranas.....	41
4.1.2.1 Ensaio de Rowe et al. (1995a) – Cloreto.....	41
4.1.2.2 Ensaio de Lacerda et al. (2011) – Cádmiu, cromo e cobre.....	42
4.1.2.3 Ensaio de Valadão et al. (2014) – Cloreto.....	43
4.1.3 Ensaio de difusão pura em solos.....	43
4.1.3.1 Ensaio de Boscov (1997) – Cádmiu.....	44
4.1.3.2 Ensaio de Ritter (1998) – Cloreto.....	45
4.1.3.3 Ensaio de Gurjão (2005) – Cobre.....	46
4.1.3.4 Ensaio de Silveira (2014) – Cromo e níquel.....	47
4.2 Métodos	48
4.2.1 Modelagem do fluxo difusivo em geomembranas.....	48
4.2.2 Modelagem dos ensaios de difusão pura em solos.....	49
4.2.3 Estudo de caso – Modelagem do fluxo difusivo no solo do ASB.....	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1 Modelos do fluxo difusivo em geomembranas	52
5.1.1 Cromo.....	52
5.1.2 Cobre.....	53
5.1.3 Cloreto.....	55
5.1.4 Cádmiu.....	57
5.2 Modelos dos ensaios de difusão pura em solos	58

5.2.1 Cromo.....	58
5.2.2 Cobre.....	61
5.2.3 Cloreto.....	63
5.2.4 Cádmio.....	64
5.2.5 Níquel.....	66
5.3 Estudo de caso – Modelos de fluxo difusivo para o <i>liner</i> de solo do ASB	67
5.3.1 Cromo.....	67
5.3.2 Cobre.....	69
5.3.3 Cloreto.....	70
5.3.4 Cádmio.....	71
5.3.5 Níquel.....	72
6 CONCLUSÕES	73
REFERÊNCIAS	76
APÊNDICES.....	82
Apêndice A – Parâmetros monitorados pelo Laboratório Aqualit no lixiviado do ASB de 2017 a 2018. Fonte: Relatório de Qualidade das Águas de 2018.....	82
Apêndice B – Parâmetros de qualidade da água subterrânea para uso de consumo humano segundo a Resolução Conama nº 396/2008.	83
Apêndice C – Difusão pura em solos para o cromo, cobre, cádmio e níquel.....	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Ilustração dos componentes de um aterro sanitário. Fonte: Adaptado de Grupo Seleta. Disponível em < http://www.gruposeleta.com.br/servicos/disposicao-final-tratamento-de-residuos/aterro-classe-iii >.....	6
Figura 3.2 – Exemplo ilustrativo de revestimento de fundo composto (solo + geomembrana). Fonte: Adaptada de Boscov, 2008.....	8
Figura 3.3 – Sistemas de revestimento de fundo para legislações de diversos países. Fonte: Adaptada de Ferrari, 2005.....	9
Figura 3.4 – Rolos de geomembrana e parte da manta de impermeabilização exposta. Fonte: Autora, 2018.....	11
Figura 3.5 – Carta de Localização do ASB. Fonte: Autora, 2019.....	14
Figura 3.6 – Célula aberta em operação. Fonte: Autora, 2018.....	16
Figura 3.7 – Análise Pluviométrica de Maio de 2016 a Agosto de 2018. Fonte: Relatório de Análise de Qualidade das Águas do SLU.....	20
Figura 3.8 – Mecanismos físicos, químicos e biológicos associados à migração de contaminantes no solo Fonte: Paz, 2015 (Modificado de Thomé e Knop, 2006).....	21
Figura 3.9 – Representação do balanço de massa em um volume elementar representativo cúbico sob fluxo unidimensional.....	22
Figura 3.10 – Causas da dispersão mecânica no meio poroso: variação do fluxo entre as partículas. Fonte: Perk, 2007.....	25
Figura 3.11 – Células de acrílico para ensaio de difusão, desmontada e montada. Fonte: Gurjão, 2005.....	33
Figura 3.12 – (a) Situações inicial e final das concentrações no ensaio de difusão; (b) Curvas obtidas. Fonte: Gurjão, 2005.....	34
Figura 3.13 – Modelo representativo do Reservatório Único e o modelo considerado na Solução da Camada Contaminada Equivalente. Fonte: Paz, 2015.....	35
Figura 3.14 – Variação da concentração de contaminantes no instante inicial. Fonte: Paz, 2015.....	36
Figura 3.15 – Ajuste em 3D da solução CCE para os resultados de Ritter (1998) de Cl^- ao longo do tempo (t) e da profundidade (x). Fonte: Fonseca, 2017.....	38
Figura 4.1 – Esquema da célula de vidro utilizada por Rowe et al. (1995a). V_{ss} = volume da solução contaminante V_{bc} = volume do branco. Fonte: Adaptado de Rowe et al. (1995a). ...	42
Figura 4.2 – Ilustração do gráfico final de transporte do contaminante no tempo e no espaço.....	49
Figura 4.3 – Resumo esquemático da metodologia adotada.....	51
Figura 5.1 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cromo na geomembrana.....	52
Figura 5.2 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cobre na geomembrana.....	54
Figura 5.3 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cobre na geomembrana para uma concentração inicial de 2 mg/L.....	54
Figura 5.4 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cloreto pelo DGM de Rowe et al. (1995a).....	55
Figura 5.5 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cloreto pelo DGM de Valadão et al. (2014).....	55
Figura 5.6 – Fluxo difusivo ao longo do tempo na geomembrana para o cobre em 13 anos... 57	57
Figura 5.7 – Fluxo difusivo ao longo do tempo na geomembrana para o cobre em 50 anos... 58	58
Figura 5.8 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cromo (250 mg/L). ... 59	59
Figura 5.9 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o cromo.....	60
Figura 5.10 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o cobre.....	62

Figura 5.11 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cobre (200 mg/L)....	62
Figura 5.12 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cloreto (1472,5 mg/L).	64
Figura 5.13 – Curva de ajuste do modelo de difusão pura para o cloreto.	64
Figura 5.14 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cádmio (0,6 mg/L)..	65
Figura 5.15 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o cádmio.	65
Figura 5.16 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o níquel (2000 mg/L). 66	
Figura 5.17 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o níquel.	67
Figura 5.18 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cromo.	68
Figura 5.19 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cromo.	68
Figura 5.20 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cobre.	69
Figura 5.21 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cobre.	69
Figura 5.22 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cloreto.	70
Figura 5.23 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cloreto.	70
Figura 5.24 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cádmio.	71
Figura 5.25 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cádmio.	71
Figura 5.26 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o níquel.	72
Figura 5.27 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o níquel.	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Quadro síntese das soluções adotadas no ASB.	15
Tabela 3.2 – Parâmetros monitorados trimestralmente no ASB de 02/03/2017 a 02/08/2018.	18
Tabela 3.3 – Resultados dos coeficientes de difusão molecular de geomembranas de PEAD da literatura.	30
Tabela 4.1 – Dados de concentrações presentes no lixiviado do ASB para o cádmio, cromo, e níquel e do lixiviado do Aterro Controlado do Jóquei Clube para o cloreto, o cobre e o níquel.	40
Tabela 4.2 – Dados da concentração, em mg/L, do monitoramento das águas subterrâneas do ASB no período de 2016 a 2018.	40
Tabela 4.3 – Dados da concentração, em mg/L, do monitoramento das águas superficiais (rio Melchior) no período de 2017 a 2019.	41
Tabela 4.4 – Resumo dos contaminantes, concentrações iniciais, coeficientes de difusão da geomembrana, autores e valores máximos permitidos (VMP) da Conama nº 396/2008.	43
Tabela 4.5 – Concentrações ao longo do tempo para os 3 ensaios referentes ao cádmio realizados por Boscov (1997).	44
Tabela 4.6 – Concentrações ao longo da profundidade para os 3 ensaios referentes ao cádmio ensaiados por Boscov (1997).	44
Tabela 4.7 – Concentrações ao longo do tempo para o ensaio referente ao cloreto realizado por Ritter (1998).	45
Tabela 4.8 – Concentrações ao longo da profundidade para o ensaio referente ao cloreto ensaiado por Ritter (1998).	45
Tabela 4.9 – Concentrações ao longo do tempo para os 5 ensaios referentes ao cobre realizados por Gurjão (2005).	46
Tabela 4.10 – Concentrações ao longo da profundidade para os 5 ensaios referentes ao cobre ensaiados por Gurjão (2005).	46
Tabela 4.11 – Concentrações ao longo do tempo para os 5 ensaios referentes ao cromo realizados por Silveira (2014).	47
Tabela 4.12 – Concentrações ao longo da profundidade para os 5 ensaios referentes ao cromo realizados por Silveira (2014).	47
Tabela 4.13 – Concentrações ao longo do tempo para os 3 ensaios referentes ao níquel realizados por Silveira (2014).	48
Tabela 4.14 – Concentrações ao longo da profundidade para os 3 ensaios referentes ao níquel realizados por Silveira (2014).	48
Tabela 5.1 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cromo.	58
Tabela 5.2 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cobre.	61
Tabela 5.3 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cloreto.	63
Tabela 5.4 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cádmio.	64
Tabela 5.5 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o níquel.	66

LISTA DE SIGLAS

DF	Distrito Federal
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
ACJ	Aterro Controlado de Jockey Clube
SLU	Serviço de Limpeza Urbana
LP	Licença Prévia
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
IBRAM	Instituto Brasília Ambiental
CCL	<i>Compacted Clay Liner</i>
GCL	<i>Geosynthetic Clay Liner</i>
GM	Geomembrana
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
PEAD	Poliétileno de alta densidade
VRQ	Valor de Referência de Qualidade
VP	Valor de Prevenção
VI	Valor de Intervenção
VER	Volume Elementar Representativo
3D	Tridimensional
CP	Corpo de Prova
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
PM	Poço de monitoramento
VMP	Valor Máximo Permitido
ABETRE	Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos são produtos descartados das atividades urbanas que devem ser gerenciados e dispostos adequadamente para minimizar impactos ambientais. Segundo o Panorama de Resíduos Sólidos Urbanos do Brasil de 2017, 40% das disposições finais do Centro-Oeste foram aterros sanitários, enquanto o restante dos resíduos foi disposto em aterros controlados e lixões (ABRELPE, 2017).

A Lei nº 12.305/2010 instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos no Brasil. Segundo essa legislação, a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários, observando normas operacionais para minimizar impactos ambientais adversos e riscos à saúde pública.

Dentre os impactos ambientais gerados pela disposição de resíduos, a poluição do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas se destacam. Basicamente, a poluição é entendida como uma condição do entorno dos seres vivos (ar, água, solo) que lhes possa ser danosa (SÁNCHEZ, 2013). Isso pode ocorrer pela liberação ou lançamento de qualquer substância com concentração ou composição em desacordo com a legislação e que são potencialmente danosas à saúde, ao bem-estar e à segurança do ecossistema. Para que sejam definidas com clareza as responsabilidades de cada ator social, são estabelecidos, legalmente, padrões ambientais que quantificam a poluição.

A área do conhecimento da geotecnia ambiental trata da proteção ao meio ambiente contra esses impactos antrópicos. São exemplos de áreas de atuação: o projeto, a operação e o monitoramento de locais de disposição de resíduos; a avaliação do impacto ambiental de obras civis; a prevenção de contaminação do solo superficial, do subsolo e das águas subsuperficiais e subterrâneas; o mapeamento geotécnico e ambiental, entre outras competências (BOSCOV, 2008).

Um dos focos da geotecnia ambiental são os aterros sanitários, que são empreendimentos de alto potencial de contaminação. O risco de contaminação do solo e das águas subterrâneas pelo lixiviado é um problema de grande atenção. Em virtude disso, a Norma Brasileira Regulamentadora 8.419 de 1992 exige que seja implementado no projeto do aterro sanitário um sistema de impermeabilização de fundo capaz de reter o lixiviado e evitar a contaminação, chamado de *liner*.

No mundo todo, esse sistema é usualmente composto por camadas de solo de um material de baixa permeabilidade sobrepostas por um geossintético conhecido como geomembrana. Essa barreira composta deve ser suficiente para evitar a passagem de contaminantes acima dos níveis toleráveis durante todo o tempo de funcionamento e de fechamento do aterro sanitário. Além disso, o sistema de impermeabilização de um aterro sanitário de grande porte representa em torno de 17% do custo da fase de implantação, sendo importante de ser otimizado para minimizar custos e manter a segurança (ABETRE, 2009).

Dito isso, muitos autores dedicaram suas pesquisas ao estudo do transporte de contaminantes em camadas de impermeabilização de aterros sanitários e em geomembranas. Por possuírem permeabilidade baixíssima, o fluxo de contaminantes por esse sistema obedece à mecanismos de transporte predominantemente difusivos, isto é, oriundos da diferença de concentração do soluto em meios porosos ou em membranas.

Rowe, Hrapovic, Kosaric (1995a); Rowe, Quigley, Booker (1995b); Shackelford (1993); Koerner (1993); Daniel (1993); Park, Nibras; June (1987) e Sangam, Rowe (2001) são exemplos de autores estrangeiros que estudaram o fluxo de contaminantes em barreiras impermeáveis, tanto experimentalmente quanto analiticamente. No Brasil, Valadão, Ritter, Castro (2014), Lacerda et al. (2012), Boscov (1997), Ritter (1998), Silveira (2014), Paz (2015), Gurjão (2005) e Fonseca (2017) também dedicaram suas pesquisas à análise do transporte difusivo pelo revestimento de fundo de aterros sanitários.

Os modelos matemáticos são amplamente empregados na simulação do transporte de contaminantes no solo. Eles permitem avaliar o destino e a persistência dessas substâncias nos componentes naturais no espaço e no tempo e prever os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem durante o transporte (PERK, 2007).

A partir disso, muitos ensaios, modelos e soluções analíticas foram testadas a fim de obter a melhor representação do fluxo nas camadas de impermeabilização dos aterros. Essa representação permite identificar falhas na contenção do lixiviado; avaliar o potencial de contaminação do lençol freático; prever danos ambientais e avaliar a eficiência dessa barreira.

Além disso, essa análise pode auxiliar no dimensionamento do sistema de impermeabilização de aterros, para que ele seja eficiente durante sua vida útil e para que não haja custos desnecessários. Assim, o conhecimento dos processos de migração dos contaminantes permite que o risco ao meio ambiente e à saúde pública seja minimizado.

Os metais pesados estão entre os principais elementos químicos que devem ser monitorados em aterros sanitários para que não excedam limites legais de qualidade do solo e das águas subterrâneas. Dentre eles, pode-se citar o cromo, cádmio, cobre, chumbo, níquel, alumínio, entre outros. A exposição e principalmente o consumo desses compostos constituem um grande risco à saúde humana e ao ecossistema, por serem tóxicos e bioacumulativos. O cloreto também se apresenta como um elemento particularmente problemático na contaminação de águas subterrâneas por ser não reativo e atravessar meios porosos com relativa rapidez.

O Aterro Sanitário de Brasília (ASB), inaugurado em 2018, foi escolhido como estudo de caso para este trabalho por ser o primeiro aterro sanitário da Capital Federal e por ser a disposição final de grande parte dos resíduos domiciliares e comerciais provenientes da coleta pública do Distrito Federal (DF). Ele se localiza na Região Administrativa de Samambaia e situa-se próximo de aglomerados urbanos e de um corpo d'água chamado de Rio Melchior.

Diante do exposto, verificou-se a necessidade de investigar a capacidade de impermeabilização de fundo de aterros sanitários para os compostos cromo, cobre, cádmio, níquel e cloreto. Assim, este estudo foi estruturado com intuito de avaliar o potencial de contaminação, entender os processos difusivos em um *liner* de fundo de solo e de geomembrana, simular o fluxo difusivo da pluma de contaminação ao longo do tempo e aplicar os resultados dos modelos a um Estudo de caso do Aterro Sanitário de Brasília. Deste modo, pretende-se verificar a eficiência de cada componente da impermeabilização de fundo de aterros e propor um sistema que garanta a proteção ambiental e seja eficaz na contenção desses elementos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este estudo possui como objetivo avaliar a eficiência de contenção das geomembranas e de *liners* de solo compactado para um grupo de substâncias químicas.

2.2 Objetivos específicos

Os seguintes objetivos específicos foram elaborados:

- a) Documentar os dados de difusão molecular em geomembranas e em solos para os elementos cromo, cádmio, cobre, níquel e cloreto;
- b) Simular e descrever o fluxo difusivo em geomembranas;
- c) Simular e descrever ensaios de difusão pura em solos;
- d) Analisar o comportamento das geomembranas e do solo na contenção desses elementos;
- e) Verificar se a contribuição da geomembrana na impermeabilização de um aterro sanitário justifica o custo de sua utilização.

2.3 Relevância da pesquisa

O estudo é relevante academicamente visto que a temática é atual, multidisciplinar, envolve desde a sociedade civil até os setores público e privado, além de lidar com questões essenciais ligadas à saúde do ser humano e à sustentabilidade ambiental.

Com o crescente número de aterros sanitários do Brasil e o desenvolvimento da indústria de geossintéticos, os temas ligados à disposição de resíduos sólidos têm sido alvo de muitas pesquisas na atualidade. Muitas delas estão relacionadas à avaliação da qualidade das geomembranas e sua eficiência na contenção de contaminantes de lixiviados.

O estudo do transporte de contaminantes por meio de uma ferramenta de modelagem contribui para o entendimento dos processos difusivos no solo e na geomembrana, auxilia na previsão de contaminação durante a vida útil de um aterro sanitário e no dimensionamento de sistemas de impermeabilização. Essa ferramenta é de interesse tanto para quem elabora projetos de aterros sanitários, quanto para o órgão que licencia o empreendimento. Portanto, o estudo mostra-se de extrema utilidade no meio acadêmico, público e privado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aterro sanitário e legislação brasileira

O gerenciamento dos resíduos sólidos engloba desde a etapa de coleta até sua disposição final, sendo necessária uma gestão integrada que busque soluções sustentáveis que priorizem a redução da geração de resíduos e minimizem danos ao meio ambiente.

De acordo com a lei nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Apesar disso, uma quantidade significativa de resíduos sólidos urbanos (RSU) não é disposta adequadamente no Brasil. A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais relatou no Panorama de Resíduos Sólidos Urbanos do Brasil de 2017 que as principais disposições finais da região Centro-oeste foram aterros sanitários (40%), aterros controlados (34,8%) e lixões (25,2%) (ABRELPE, 2017).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, em sua Norma Brasileira (NBR) 8.419 de 1992, define um aterro sanitário como a técnica de disposição de resíduos no solo que, sem causar danos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais, utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área e ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores.

A diferença entre um aterro controlado e um lixão reside no fato de que no primeiro efetua-se a cobertura dos resíduos com material inerte ao final de cada jornada de trabalho e eventualmente sua compactação com solo (BOSCOV, 2008). Entretanto, o aterro controlado é uma técnica que também causa poluição localizada por não possuir sistema de tratamento do percolado e do biogás e pela possibilidade de não haver impermeabilização da base para impedir o fluxo de contaminantes. Esse método é preferível ao lixão, mas devido aos problemas ambientais que causa e aos seus custos de operação, é de qualidade bastante inferior ao aterro sanitário (IPT, 2018).

Dito isso, um aterro sanitário deve cumprir requisitos básicos em seu projeto por ser a forma de disposição final mais adequada do ponto de vista ambiental. A NBR 8.419/92, sobre a “Apresentação de projetos de aterros sanitários de RSU” juntamente com a NBR 13.896/97,

sobre os “Critérios para projeto, implantação e operação”, exigem como elementos mínimos de um aterro sanitário de RSU:

- Sistema de drenagem das águas superficiais;
- Sistema de drenagem e remoção de percolado;
- Sistema de tratamento do percolado;
- Impermeabilização inferior e/ou superior;
- Sistema de drenagem de gás;
- Material para cobertura;
- Monitoramento.

Dito isso, a Figura 3.1 representa os componentes básicos de um aterro sanitário.



Figura 3.1 – Ilustração dos componentes de um aterro sanitário. Fonte: Adaptado de Grupo Seleta. Disponível em <<http://www.gruposeleta.com.br/servicos/disposicao-final-tratamento-de-residuos/aterro-classe-ii-a>>.

3.1.1 Camada de impermeabilização

As camadas de revestimento visam garantir que a concentração do contaminante nas águas subterrâneas permaneça dentro dos níveis toleráveis e não ofereça riscos à saúde humana e ao ambiente, adequando-se ao padrão de potabilidade. Eles podem atuar de duas formas distintas: como sistemas de cobertura (*cover liners*), responsáveis pela restrição da infiltração de águas pluviais para o interior do aterro, e como sistemas de impermeabilização da base (*bottom liners*), responsáveis pela redução do fluxo e atenuação dos efeitos químicos do chorume no

lençol freático (COSTA, 2015). Nos dois casos devem apresentar características técnicas adequadas, como baixa condutividade hidráulica, durabilidade, alta resistência mecânica e às intempéries.

Os materiais que compõem um revestimento de base podem ocorrer sob três formas: argilas de ocorrência natural, argilas compactadas (*Compacted Clay Liner* - CCL) e geocompostos sintéticos bentoníticos (*Geosynthetic Clay Liner* - GCL). A escolha do material impermeabilizante mais apropriado é efetuada confrontando-se suas propriedades ao tipo do resíduo e operação do aterro (BAGCHI, 2004).

Uma ampla variedade de produtos geossintéticos pode ser usada em projetos de proteção ambiental, incluindo as geomembranas, os revestimentos geossintéticos de argila, além dos geocompostos e geotêxteis. Como os geossintéticos são materiais manufaturados, os desenvolvimentos tecnológicos das indústrias de polímeros e plásticos de engenharia têm sido continuamente incorporados em produtos geossintéticos, aprimorando as propriedades de engenharia relevantes desses materiais (PALMEIRA *et al.*, 2008).

As barreiras de origem natural devem conter minerais argilosos que as conferem coeficiente de condutividade hidráulica entre 1×10^{-6} e 1×10^{-7} cm/s (DANIEL, 1993). Normalmente não é recomendada sua utilização isolada, sendo mais comum uma associação de materiais e técnicas. Caso o solo não possua o teor de argila necessário para atingir uma baixa condutividade, é possível misturá-lo com bentonita e compactar o compósito para melhorar sua eficiência.

Existem também materiais alternativos que vêm sendo estudados para aplicação em compósitos nas camadas de impermeabilização de aterros sanitários. Nas camadas de cobertura, pode-se citar resíduos da construção civil, resíduos de papel, areia de fundição descartada, cinzas da casca de arroz, resíduos de borracha e cinzas de carvão (COSTA, 2015). Já para os revestimentos de fundo também estão sendo estudadas camadas estabilizadas quimicamente com cimento, cal ou cinzas volantes, barreiras reativas, barreiras asfálticas, barreiras geoquímicas, biobarreiras, barreiras de vidro, barreiras de gel polimérico, entre outros materiais (BOSCOV, 2008).

Liners de argila compactada são usados mais frequentemente em combinação com uma geomembrana para formar um revestimento composto, que consiste em uma geomembrana - GM - colocada diretamente na superfície de um CCL (DANIEL, 1993). Esse tipo de barreira composta fornece uma série de vantagens, entre as quais se incluem o controle da qualidade do

produto manufaturado, a facilidade de instalação, a reduzida permeabilidade e o ganho de espaço no aterro (VERTEMATTI, 2004).

Em comparação aos solos compactados puros, os geocompostos argilosos, tais como bentoníticos, geotêxteis e geomembranas oferecem maior resistência a recalque, são mais fáceis de serem transportados, sua instalação é mais rápida e simples e possuem custo relativamente baixo. Em contrapartida, os geocompostos são mais vulneráveis a puncionamento e possuem tempo de experiência de uso pequena quando comparada à utilização do solo compactado (DANIEL, 1995).

A Figura 3.2 representa um exemplo de sistema de impermeabilização muito usado no Brasil classificado como *liner* composto. Sobre a geomembrana deve ser colocada uma camada de proteção de solo, geotêxtil ou solo compactado, que protege contra danos da sobrecarga do peso dos resíduos, principalmente punção e rasgos. A camada de drenagem possibilita a coleta do chorume para tratamento e alivia a carga hidráulica sobre a geomembrana e a camada de proteção. Já a camada de separação e filtração evita o contato direto dos resíduos com a camada drenante e retém sólidos suspensos do chorume (BOSCOV, 2008).

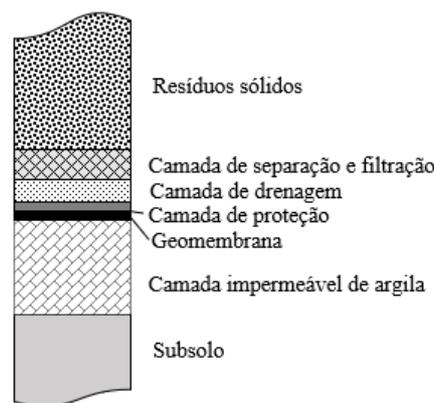


Figura 3.2 – Exemplo ilustrativo de revestimento de fundo composto (solo + geomembrana).

Fonte: Adaptada de Boscov, 2008.

No Brasil, ainda não há legislação nacional que detalhe os critérios de projeto dos sistemas de impermeabilização, como prescrito em outros países. A ABNT NBR 13.896/97 determina que: o aterro não deve ser construído em áreas sujeitas a inundações com períodos de recorrência de 100 anos; entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível do lençol freático deve haver uma camada natural de espessura mínima de 1,5m de solo não saturado e que o aterro deve ser executado em áreas onde haja predominância no subsolo de material com coeficiente de permeabilidade inferior a 5×10^{-7} m/s podendo ser aceito um valor até 10^{-6} m/s a depender do

tipo de resíduo, das condições hidrogeológicas do local e sob autorização do Órgão de Controle Ambiental (ABNT, 1997).

Apesar disso, no Estado de São Paulo, a Companhia de Saneamento recomenda, para revestimento de fundo de aterros de RSU, uma camada de solo argiloso compactado com espessura de 0,6 m e coeficiente de permeabilidade inferior a 1×10^{-9} m/s sobreposta por uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade – PEAD com espessura de 2 mm e coeficiente de permeabilidade da ordem de 10^{-14} m/s (BOSCOV, 2008).

Outros países exigem as geomembranas no revestimento de fundo dos aterros sanitários, como pode ser visto na Figura 3.3, de Ferrari (2005). Isso evidencia o quanto esses materiais são difundidos ao redor do mundo e o quanto têm se tornado cada vez mais populares.

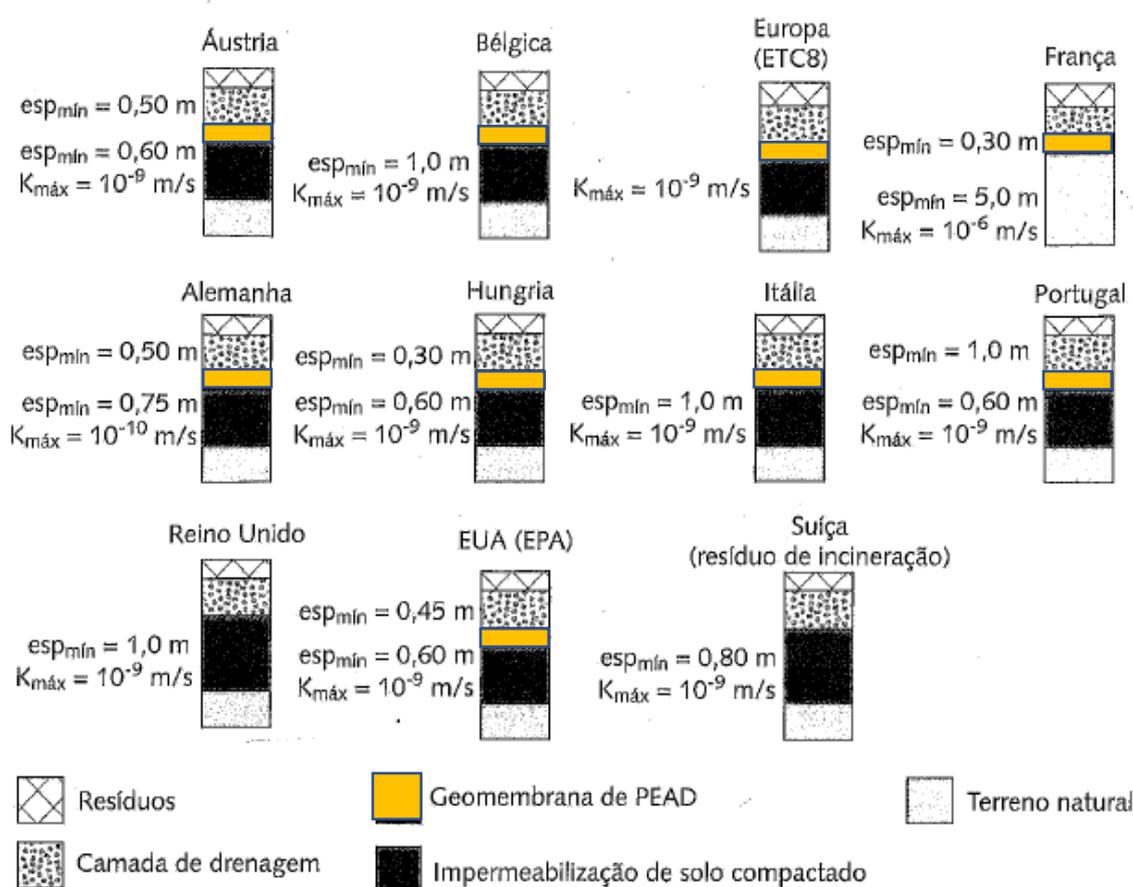


Figura 3.3 – Sistemas de revestimento de fundo para legislações de diversos países. Fonte: Adaptada de Ferrari, 2005.

3.1.2 Geomembranas

A definição de geomembrana segundo a ASTM (*American Society for Testing and Materials*) é de um produto plano, composto por uma ou mais camadas, essencialmente impermeável, manufaturado a partir de materiais poliméricos. Assim como os geossintéticos em geral, as GM podem ser empregadas no solo, rocha ou qualquer outro material como parte integrante de um projeto, estrutura ou sistema (ASTM, 2002).

Vertematti (2004) define as geomembranas como mantas poliméricas flexíveis que apresentam permeabilidade extremamente baixa (da ordem de 10^{-12} cm/s) e que são utilizadas como barreiras para líquidos e vapores. Suas aplicações na impermeabilização vão desde aterros de resíduos, revestimentos de túneis, confinamento de áreas contaminadas, canais de adução e irrigação até piscinas e praias artificiais.

Exemplos de materiais usados para fabricar geomembranas poliméricas são: Polietileno de Alta Densidade (PEAD); Polietileno Linear de Baixa Densidade (PELBD); Polivinil Clorado (PVC); Polipropileno Flexível (PPF) e Polietileno Clorossulfonado (PECS) (DANIEL, 1995).

No Brasil, as geomembranas mais utilizadas são as de PEAD e PVC por possuírem maior resistência química e versatilidade. O PEAD é amplamente empregado por apresentar vantagens como boa resistência contra diversos agentes químicos, boas características de solda e de resistência mecânica e bom desempenho a baixas temperaturas (VERTEMATTI, 2004).

Conforme mencionado, o ASB emprega GM de PEAD de 2 mm de espessura e texturizada nas duas faces. Segundo relatos dos operadores do aterro, problemas de perfuração de GM devido à passagem de veículos ocorrem com certa frequência. A Figura 3.4 foi tirada pela autora durante a visita. Na figura, é possível visualizar os rolos de GM e parte da manta exposta nas laterais da célula do aterro.

O maior benefício em utilizar as GM em associação com solo nas camadas de impermeabilização de aterros está na combinação de diferentes resistências químicas e taxas de envelhecimento (GIROUD & BONAPARTE, 1989). Segundo esses autores, esses dois materiais se complementam da seguinte forma: i) a geomembrana diminui a taxa de vazamento, enquanto a camada de solo de baixa permeabilidade aumenta o tempo de penetração; e ii) a presença do solo de baixa permeabilidade em contato com a geomembrana diminui a taxa de vazamento devido a um buraco na geomembrana.



Figura 3.4 – Rolos de geomembrana e parte da manta de impermeabilização exposta. Fonte: Autora, 2018.

O controle de qualidade das geomembranas envolve ensaios padronizados para avaliar seu desempenho com base em propriedades físicas, mecânicas e químicas. Todos esses ensaios são normatizados e seguem as prescrições de normas, seja pela ABNT, pela *International Organization for Standardization* (ISSO), pela ASTM ou pelo Comitê Europeu de Normatização (CEN).

Em literatura, as normas da ASTM são as mais empregadas, bem como suas correspondentes NBR no Brasil. Com base no manual técnico Neoplastic® e no Manual Brasileiro de Geossintéticos, as propriedades avaliadas pelos ensaios incluem:

- Espessura;
- Densidade;
- Altura de aspereza;
- Resistência a tração e deformação;
- Transmissividade de vapor d'água e de solventes;
- Resistência a puncionamento e rasgos;
- Resistência ao cisalhamento;
- Durabilidade;
- Efeitos da oxidação;
- Ação dos raios ultravioleta;
- Ação da temperatura;
- Ação de agentes biológicos.

Além disso, os métodos construtivos também são padronizados para assegurar o controle de qualidade do produto. Após aquisição e armazenagem, em que deve haver proteção contra exposição, é realizada a instalação da bobina de GM. As bobinas devem ser instaladas em um terreno nivelado e limpo e à medida em que ela é desenrolada, a ancoragem provisória pode ser realizada com sacos de areia ou pneus.

Outra etapa fundamental é a execução das emendas, que devem ser uniformes para evitar a concentração de esforços, com folga suficiente para compensar as retrações térmicas e por um método de soldagem adequado ao material da GM (VERTEMATTI, 2004). É importante tomar cuidado com a ação do vento para evitar bolsas de ar sob a manta, que deve ser coberta imediatamente após a soldagem (DANIEL, 1995). O método utilizado também deverá minimizar o aparecimento de rugas, que deve possuir um limite previsto em cada manual. Ademais, todas as restrições e recomendações construtivas são fornecidas no manual do fabricante.

Apesar de todas as recomendações, em campo, é impossível evitar completamente os defeitos nas geomembranas. Além disso, sabe-se que nada é estritamente impermeável em um sentido absoluto. Outro ponto crucial é que a advecção não é o único mecanismo de transporte de contaminantes por um meio, havendo também a possibilidade de transferência por difusão molecular.

Segundo Giroud & Bonaparte (1989), defeitos típicos observados em geomembranas incluem:

- Costuras descontínuas ou defeituosas resultantes da fabricação ou instalação por fatores incluindo umidade, temperatura ambiente ou de solda, contaminação por poeira e trabalho inadequado ou garantia de qualidade;
- Falhas nas emendas causadas por tensões excessivas durante a instalação;
- Danos às geomembranas durante a construção ou operação das instalações, causadas pelo tráfego de equipamentos;
- Perfuração de geomembranas por pedras no suporte ou cobertura material quando as tensões de compressão são aplicadas como resultado de tráfego ou o peso do material armazenado;
- Falha de tração das geomembranas devido a tensões geradas pelo peso do material armazenado ou movimentos de materiais em contato com o sistema de revestimento;

- Falhas causadas pelo aparecimento de rachaduras por tensões constantes, tais como sobrecargas;
- Falhas causadas por fadiga devido a tensões repetidas, como tensões resultantes da expansão e contração térmica.

Por esses motivos, muitos autores têm estudado os danos às propriedades das geomembranas e sua eficiência na contenção de diversos tipos de contaminantes orgânicos e inorgânicos. Rowe; Sangam (2002); Rowe; Ewais (2014); Gallagher *et al.* (2016) objetivaram, em seus estudos, analisar a durabilidade das GM e sua integridade ao longo do tempo. Soto (2015) e Cardona (2013) estudaram a variação das propriedades e o fluxo devido a danos mecânicos. Geroto (2008) visou avaliar camadas de proteção para GM. Xie.; Chen; Lou (2010) desenvolveram uma solução para o transporte de contaminantes em GM com defeitos, como furos e rasgos.

3.2 Aterro Sanitário de Brasília

Desde a década de 60, a disposição final dos resíduos sólidos do Distrito Federal era realizada no Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJ), antigo Lixão da Estrutural. Ele ocupa uma área de cerca de 200 hectares e está localizado próximo ao Parque Nacional de Brasília (SLU, 2016). Em 2015, ele já era considerado o maior vazadouro a céu aberto da América Latina e possui diversos problemas que vão muito além das questões ambientais (SILVA, 2017). Além do nítido potencial de risco à saúde humana provocado pela disposição inadequada dos resíduos, os conflitos sociais envolvendo os catadores de materiais recicláveis foram outros problemas que tiveram de ser solucionados.

Dessa forma, com intuito de controlar a degradação ambiental e as condições desumanas de trabalho dos catadores, o Aterro Controlado do Jóquei foi desativado no ano de 2018 para ser substituído pelo Aterro Sanitário de Brasília (ASB), o primeiro aterro sanitário do DF.

O ASB está localizado na Região Administrativa de Samambaia e situa-se próximo à aglomerados urbanos, à Estação de Tratamento de Esgoto da Companhia de Saneamento de Brasília (CAESB) de Samambaia e de Melchior e a 500 metros do Rio Melchior e do Córrego Taguatinga/Melchior. Na Figura 3.5 pode ser vista a localização do ASB.



Figura 3.5 – Carta de Localização do ASB. Fonte: Autora, 2019.

Sob responsabilidade do SLU, o projeto do ASB obteve a primeira Licença Prévia (LP) emitida pelo Instituto Brasília Ambiental (IBRAM) em 2006. O Estudo de Impacto Ambiental e o Relatório de Impacto Ambiental do empreendimento, necessários para emissão da LP, foram elaborados pela empresa PROGEA Engenharia e Estudos Ambientais. No ano de 2013, foi aberto um processo licitatório para implantação e operação do Aterro, que resultou na contratação do consórcio GAE/CONSTRURBAN/DBO (NISIYAMA, 2016). Em 2016, foram obtidas as licenças de implantação e de operação, até que o Aterro Sanitário de Brasília iniciou sua operação em janeiro de 2018.

Assim como todos os aterros sanitários, o ASB está sujeito às normas operacionais e estruturais relacionadas à impermeabilização, à drenagem, ao tratamento de lixiviados, entre outros sistemas. A Tabela 3.1 resume as medidas de controle e métodos utilizados em cada sistema integrante do projeto do ASB. Os dados foram obtidos dos documentos da empresa contratada para elaboração do projeto executivo da primeira etapa- CEPOLLINA Engenheiros Consultores Ltda-, juntamente com os relatórios de sondagens realizados pela empresa SONDA Engenharia Ltda.

Tabela 3.1 – Tabela síntese das soluções adotadas no ASB.

Sistema	Soluções adotadas no ASB
Impermeabilização	-Camada composta simples constituída de 1,5 m de solo laterítico compactado com $k < 10^{-8}$ m/s, geomembrana em Polietileno de Alta Densidade com 2 mm de espessura e face texturizada e coberta por camada de proteção em solo laterítico compactado com 0,5 m de espessura; -Cobre toda a área de disposição; -Colocada sobre solo saprolítico local.
Drenagem de lixiviados	-Drenos em material granular grosso (Brita 4 e rachão); -Precauções quanto à colmatação do geotêxtil não-tecido.
Tratamento dos lixiviados	-Realizado pela ETE Melchior, que é responsável por adequar os efluentes para despejo no Rio Melchior.
Drenagem de águas superficiais	-Utilizados tempos de retorno de no mínimo 10 anos; -Previstos dois reservatórios de qualidade e quantidade.
Drenagem de gases	-Poços drenantes verticais com combustão dos gases nos queimadores no topo do maciço.
Monitoramento ambiental e geotécnico	-Três poços de monitoramento a montante e quatro a jusante e poços de coleta de águas superficiais; -Piezômetros sifão e marcos superficiais nas faces dos taludes de rejeitos.

Fonte: Adaptada de Nisiyama, 2016.

Originalmente, a extensão total do aterro em projeto era de 76 ha. Adjacente a ele, está prevista uma gleba de ampliação de aproximadamente 60 ha, conferindo-lhe uma dimensão total de 136 ha. O projeto divide a construção e disposição dos rejeitos em quatro etapas sequenciais, o que totaliza uma vida útil de 13,3 anos (SLU, 2018). Entretanto, por atualmente estar operando em capacidade máxima (2400 t/dia), o ASB passou a ter uma vida útil prevista de 10 anos.

Na Figura 3.6 é possível visualizar uma das células do ASB aberta e a disposição dos resíduos pelos caminhões. A fotografia foi tirada durante uma visita técnica em outubro de 2018.



Figura 3.6 – Célula aberta em operação. Fonte: Autora, 2018.

3.3 Monitoramento Ambiental

No monitoramento ambiental e no controle de lixiviados, é comum usar valores de referência como base comparativa para determinação dos riscos à saúde humana e ao meio ambiente. A definição dos valores orientadores de qualidade do solo é determinada pela Resolução do Conselho do Meio Ambiente nº 420 de 2009. Desse modo, é possível avaliar se o contaminante atingiu os limites previstos em lei e estabelecer medidas preventivas, mitigadoras e as tomar decisões cabíveis.

A Resolução do Conama nº 420 de 2009 dispõe sobre critérios de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas devido a atividades antrópicas. Em seu artigo 6º, são definidos os seguintes valores orientadores de qualidade do solo (BRASIL, 2009):

XXII - Valor de Referência de Qualidade - VRQ: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos;

XXIII - Valor de Prevenção - VP: é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de

manter o ecossistema, produzir alimentos, proteger recursos hídricos, minerais e patrimônios sociais e servir como meio básico de ocupação territorial;

XXIV - Valor de Intervenção - VI: é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

3.3.1 Lixiviado

O percolado ou lixiviado, popularmente conhecido como “chorume”, é um líquido escuro de composição físico-química e microbiológica variada, resultado da degradação dos RSU dentro de um aterro sob efeito de águas de precipitação e da própria decomposição. Sua origem pode ser a umidade natural do lixo, a água de constituição da matéria orgânica, as enzimas que as bactérias existentes no lixo expõem no processo de decomposição da matéria orgânica e a água proveniente da precipitação pluviométrica sobre o aterro (SILVA, 2014).

A caracterização do chorume e de sua geração é fundamental no dimensionamento e definição dos sistemas de tratamento de percolados, na escolha de uma geomembrana quimicamente compatível e no controle da contaminação de águas subterrâneas. As taxas e a composição dos percolados variam conforme fatores como densidade, pré-tratamento dos resíduos, sequência de disposição, profundidade, umidade e temperatura. As características dos lixiviados também variam com o tempo de disposição dos resíduos no aterro.

Dentre os principais grupos de contaminantes, são destaques os hidrocarbonetos totais do petróleo, os solventes clorados, as cetonas, os pesticidas, os poluentes emergentes e os metais pesados. Christensen (2010) separa os contaminantes nas seguintes classes:

- Matéria Orgânica Dissolvida (MOD): compreende macromoléculas como lignina, ácido húmico e ácidos graxos.
- Compostos orgânicos xenobióticos (COX): constituem-se de hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados, compostos fenólicos, alcoóis, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos e outras substâncias tóxicas.
- Macrocomponentes inorgânicos: são exemplos dessa classe - íons sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), ferro (Fe^{3+} e Fe^{2+}), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e amônio (NH_4^+).

- Metais pesados: grupo de elementos de alto risco à saúde humana presente em baixas concentrações nos lixiviados. São exemplos o Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Cianeto (CN), Boro (B) e Selênio (Se). Segundo a CETESB (2007), os metais pesados mais frequentes de serem encontrados são o Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Mercúrio (Hg) e Chumbo (Cb).

Desde março de 2017, o consórcio de empresas responsáveis pelo ASB realiza monitoramento trimestral de 21 parâmetros do lixiviado na entrada e na saída da Lagoa de Chorume. As análises são feitas pelo laboratório Aqualit Tecnologia em Saneamento Ltda. A norma utilizada como referência para os valores encontrados é a Resolução CONAMA 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Os resultados desse monitoramento, fornecidos pelo SLU, bem como os limites de qualidade (LQ), estão expressos integralmente no Apêndice A e parcialmente na Tabela 3.2. Os valores destacados indicam que as referências normativas foram ultrapassadas.

Tabela 3.2 – Parâmetros monitorados trimestralmente na entrada da lagoa de chorume do ASB de 02/03/2017 a 02/08/2018, concentrações em mg/L.

Parâmetro	CONAMA 430	2017				2018		
		02/03	02/05	01/08	06/11	05/02	10/05	02/08
Cádmio	<0,2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo	<0,5	0,038	0,011	0,018	0,011	0,078	0,055	<0,005
Cromo	-	0,189	0,080	0,235	0,096	0,284	<0,003	0,082
Mercúrio	<0,01	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Nitrato	-	127,5	232	52,5	52,5	629,5	27,5	127,5
Sulfeto	<1,0	<u>20</u>	<u>20</u>	<u>12,8</u>	<u>2,8</u>	<u>10</u>	<u>5</u>	<u>24</u>
Coliformes	-	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	14000000	Ausente	9,2 x 10 ⁸
Demanda Bioquímica de Oxigênio	-	18400	19400	11400	3950	14000	17300	9000
Demanda Química de Oxigênio	-	69770	75165	34776	9238	47367	74014	40587
Ferro	-	9,2	28,8	28,55	11,57	153,14	138,68	84,5

(continuação)

Parâmetro	CONAMA 430	02/03	02/05	01/08	06/11	05/02	10/05	02/08
Nitrito	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitrogênio Amoniacal	<20,0	<u>406</u>	<u>207,20</u>	<u>320,68</u>	<u>548,80</u>	<u>812,0</u>	<u>672</u>	<u>898,8</u>
Óleos e graxas	-	213,2	58	3,6	61	24	135	69
Sól. Sed.	<1,0 mL/L	<0,1	0,20	1,0	0,30	<0,1	15	<0,1
Sól. Suspensos	-	544	660	276	336	1450	2910	1196
Sól. Suspensos voláteis	-	454	262	188	196	750	1250	704
Sól. Totais	-	38227	43866	20631	10087	22035	27990	18715
Oxigênio Dissolvido	-	0,42	0,95	<0,05	0,19	0,11	0,2	<0,05
pH	5,0-9,0	7,6	5,3	7,6	6,7	7,6	7,8	7,5
Fósforo	-	-	57,5	28,5	44,5	41,9	122,7	24,4

Fonte: Adaptada de Relatório de Análise da Qualidade das Águas do SLU de setembro de 2018.

A coleta realizada pelo laboratório foi feita sob temperatura de 33° C e não houve chuva nas 24h antecedentes à amostragem. De acordo com o laboratório, foram usadas como base as normas técnicas ABNT NBR 9897/87: Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores; ABNT NBR 9898/87: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – Procedimento e ANA/CETESB: 2011: “Guia Nacional de Coleta e Preservação de amostras”.

Ainda segundo esse Relatório, as concentrações elevadas de sulfeto e nitrogênio amoniacal não acarretam riscos à saúde humana, uma vez que a norma de referência dispõe sobre padrões de efluentes lançados em corpos d’água, fato que não ocorre com o lixiviado do ASB.

Com intuito de indicar a influência da pluviosidade da região do ASB nas concentrações analisadas periodicamente, o Relatório de Análise da Qualidade das Águas do SLU apresenta uma análise pluviométrica para os anos de 2016 a 2018. Os dados podem ser vistos na Figura 3.7, em que os dados de pluviometria foram obtidos por meio da leitura do pluviômetro instalado no empreendimento.

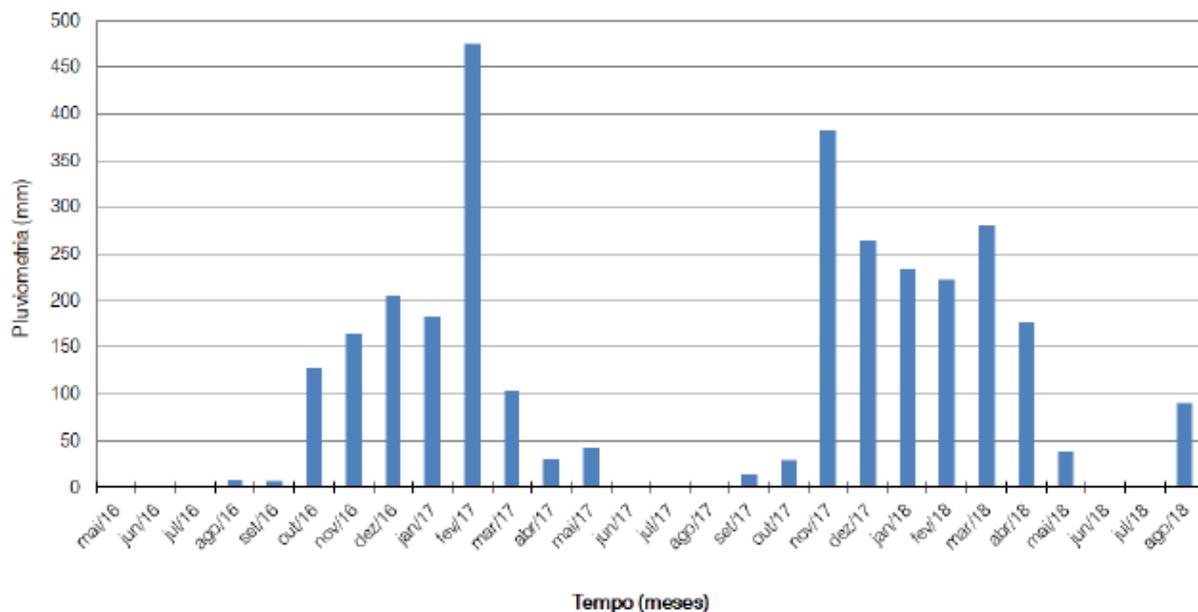


Figura 3.7 – Análise Pluviométrica de Maio de 2016 a Agosto de 2018. Fonte: Relatório de Análise de Qualidade das Águas do SLU.

Sendo assim, as campanhas de análises ocorreram tanto no período seco quanto chuvoso, de modo que as concentrações das substâncias químicas sejam representativas ao longo de todo o ano monitorado.

3.3.2 Águas Subterrâneas

Além de análises do lixiviado, a preocupação com a qualidade das águas subterrâneas é indispensável no planejamento e no monitoramento de um aterro sanitário. Essa avaliação tem a função de identificar uma possível contaminação do lençol freático por falhas na impermeabilização.

As normas mais utilizadas para avaliação da qualidade das águas subterrâneas são a Resolução CONAMA nº 396/2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas (Apêndice B); a Resolução CONAMA nº 430/2011, sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e a diretiva da CETESB nº 256/2016, que contém “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo”. Além disso, também pode ser utilizada a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

O ASB realiza monitoramento trimestral da qualidade das águas subterrâneas desde maio de 2016. O empreendimento possui 7 poços de monitoramento (PM) espalhados pelo local. As análises de maio e agosto de 2016 foram feitas no Ambiental Laboratório e Soluções Ltda e posteriormente no Aqualit Tecnologia em Saneamento Ltda. Os valores de referência utilizados são das legislações CONAMA nº 396/2008; Portaria nº 2914/2011 e CETESB nº 256/2016.

3.4 Mecanismos de transporte de contaminantes

O transporte de contaminantes ao longo do solo é regido por leis de base física aplicadas a um volume de controle elementar representativo de solo. Além das propriedades do solo e do próprio contaminante, seu movimento é caracterizado por componentes oriundas de processos físicos, químicos e biológicos, como pode ser visto na Figura 3.8, que separa os mecanismos responsáveis pela migração de contaminantes no solo.

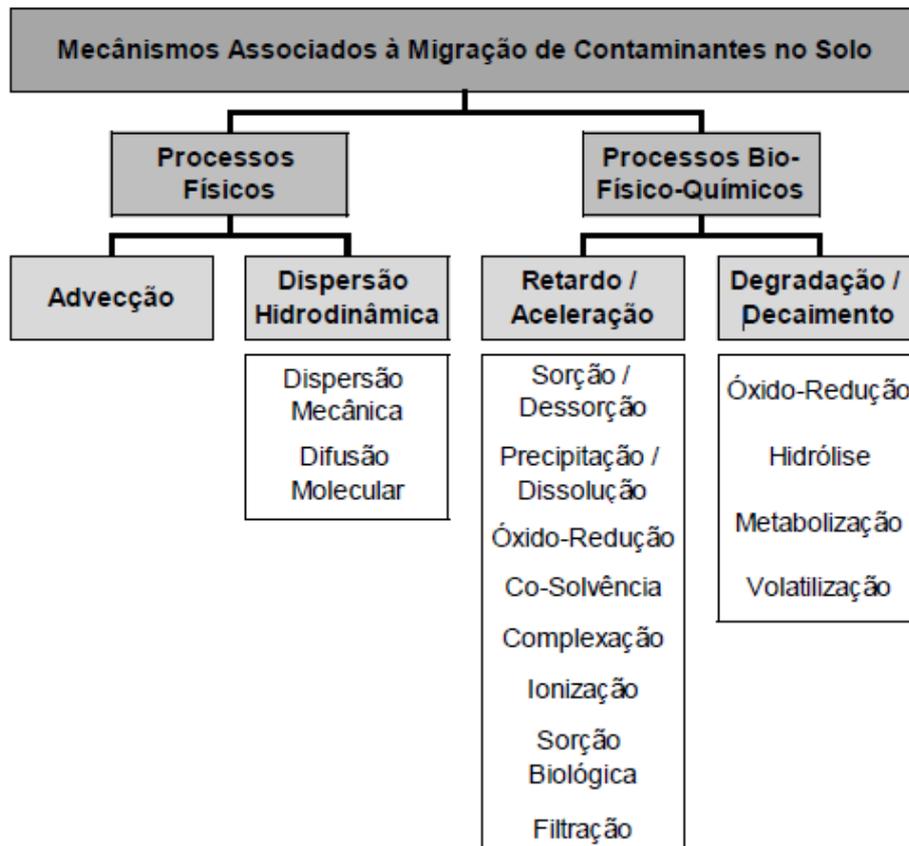


Figura 3.8 – Mecanismos físicos, químicos e biológicos associados à migração de contaminantes no solo Fonte: Paz, 2015 (Modificado de Thomé e Knop, 2006).

O princípio básico que norteia o equacionamento matemático do transporte de contaminantes é o balanço de massa entre a quantidade de substância que entra (*inputs*) e que sai (*outputs*) do volume de controle delimitado pelo solo. Em outras palavras, pela lei da conservação das massas, a variação da massa de contaminante ao longo do tempo no volume de controle deve

ser igual à diferença entre o fluxo que entra e o que sai do mesmo, somando possíveis variações de soluto devido a reações químicas no interior do elemento. A parcela que representa o ganho ou perda de soluto por reações químicas que ocorrem entre o contaminante e o solo, ou mesmo o decaimento radioativo das substâncias, constitui os “Processos Bio-Físico-Químicos” da Figura 3.8.

Os modelos de transporte estudados por Freeze & Cherry (1979) incluem situações em que o fluxo ocorre em três dimensões, pode ser transiente e o solo é considerado um elemento anisotrópico, heterogêneo e pode estar em condições não saturadas. Para reduzir a complexidade, geralmente são feitas simplificações, tanto por motivos físicos quanto numéricos (SMITH et al. 1993). Em geral, considera-se as hipóteses em que o solo é isotrópico, homogêneo e saturado e o fluxo de massa unidimensional e uniforme. Dito isso, a Figura 3.9 representa o fluxo de matéria em um volume elementar representativo (VER), em um curto intervalo de tempo (dt).

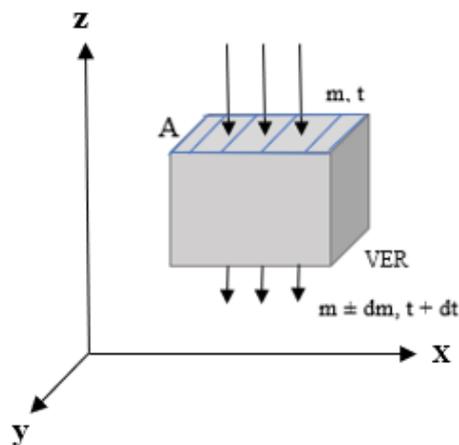


Figura 3.9 – Representação do balanço de massa em um volume elementar representativo cúbico sob fluxo unidimensional.

Além disso, o fluxo de contaminante depende de características próprias do solo e do contaminante. O solo é um material constituído por um conjunto de partículas sólidas, deixando entre si vazios que poderão estar parcial ou totalmente preenchidos pela água. É, portanto, um sistema formado por três fases: sólida, líquida (água) e gasosa (ar).

Assim, a concentração do contaminante se divide entre esses três elementos constituintes, a depender das condições de saturação do solo (saturado ou não saturado) e da capacidade do contaminante de sorver nos sólidos, dissolver-se na água ou estar em fase gasosa. A miscibilidade exerce influência no comportamento do contaminante, pois ele pode ser transportado em solução aquosa ou sob sua forma líquida.

Levando em consideração a hipótese de que o solo se encontra em condições saturadas – em que os vazios estão preenchidos integralmente com água – a concentração total de uma substância pode ser calculada da seguinte forma:

$$c_t = \rho_d c_s + n c_w \quad (3.1)$$

em que:

c_t = concentração total do contaminante [$M.L^{-3}$]

ρ_d = massa específica seca do solo [$M.L^{-3}$]

c_s = concentração do contaminante nos sólidos [$M.M^{-1}$]

n = porosidade efetiva do solo

c_w = concentração do contaminante na água [$M.L^{-3}$]

Ao lidar com transporte de contaminantes através de barreiras argilosas saturadas, os principais mecanismos de transporte são advecção e difusão, podendo haver dispersão caso haja fratura no material (ROWE et al. 1995a). Frequentemente a sorção também exerce influência na remoção de soluto ao longo do meio poroso do solo e é levada em consideração no equacionamento.

Dessa forma, a variação da massa contaminante ao longo do tempo em um VER deve ser igual ao fluxo que entra menos o fluxo que sai do VER (princípio da conservação da massa), ou seja:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = - \frac{\partial J}{\partial z} \quad (3.2)$$

onde:

∂J = variação do fluxo de massa [$M.L^{-2}.T^{-1}$]

∂t = variação no tempo [T]

∂c_t = variação da concentração total de contaminante [$M.L^{-3}$]

∂z = variação da profundidade [L]

3.4.1 Advecção

A advecção é o processo de transportar substâncias em solução ou suspensão com o movimento do meio, geralmente água. A água flui devido a forças de gravidade e é retardada por fricção interna (viscosidade) e atrito no contato entre a água em movimento e o sedimento sobre ou através do qual flui (PERK, 2007). Esse mecanismo ocorre em escala macroscópica e não altera

a concentração final do contaminante, que se movimenta apenas por percolação entre os poros do solo, regido pela Lei de Darcy.

Para solutos não reativos, a velocidade de fluxo (v_p) é igual a velocidade média de percolação da água, conhecida como velocidade de Darcy [$L.T^{-1}$], adaptada para meios porosos. Ela é dada por:

$$v_p = \frac{ki}{n} \quad (3.3)$$

A constante de proporcionalidade k [$L.T^{-1}$], representa o coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica, ou seja, a facilidade com que o solo permite a percolação da água. O gradiente hidráulico i corresponde a relação entre a carga hidráulica que se dissipa na percolação e o comprimento ao longo da qual ela se dissipa. Para o caso particular de um *liner* de fundo sobreposto por uma camada de líquido, o gradiente hidráulico equivale à razão entre a soma das alturas pela espessura do *liner*.

O fluxo de massa do soluto pelo transporte advectivo J_a é calculado pela expressão:

$$J_a = c_w n v_p \quad (3.4)$$

Para um fluxo ao longo do eixo z (ao longo da profundidade), a variação da concentração do contaminante no tempo em decorrência da advecção pode ser obtida pela seguinte equação. Como não há nenhum termo dissipativo, ela ratifica que a concentração ao longo do tempo é resultado apenas da translação espacial da substância, que não se altera ao longo de t_0 e $t_0 + \Delta t$.

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = -v_p \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.5)$$

3.4.2 Dispersão mecânica

A dispersão mecânica é a mistura causada pelo movimento advectivo do fluido. É explicada pela variação da velocidade em direção e magnitude em qualquer seção transversal de um vazio (BOSCOV, 2008). Esse espalhamento em relação à direção do fluxo ocorre devido à rugosidade, tortuosidade, ramificação e interpenetração de vazios, que causa variação nas linhas de fluxo microscópicas, como é representado na Figura 3.10. A dispersão ocorre tanto na direção longitudinal quanto perpendicular ao fluxo médio, sendo denominadas de dispersão longitudinal e transversal.

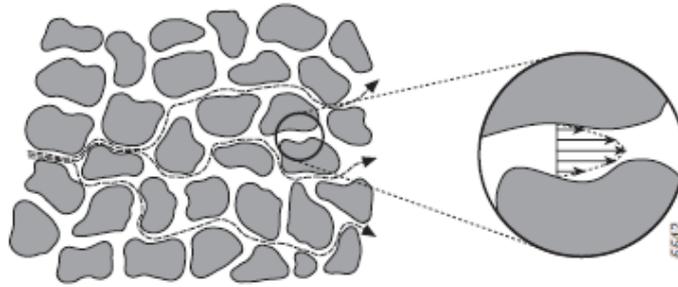


Figura 3.10 – Causas da dispersão mecânica no meio poroso: variação do fluxo entre as partículas. Fonte: Perk, 2007.

O fluxo de massa gerado pela dispersão mecânica J_m [M.L⁻²T⁻¹] em meios porosos pode ser descrito pela primeira Lei de Fick, e é dado por:

$$J_m = -n D_m \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.6)$$

Sendo D_m o coeficiente de dispersão mecânica [L².T⁻¹]. Ele, por sua vez, é expresso em função da velocidade média de percolação do fluido e do coeficiente de dispersividade longitudinal (α_L) (SHACKELFORD, 1993).

$$D_m = \alpha_L v_p \quad (3.7)$$

3.4.3 Difusão molecular

Difusão envolve o movimento de contaminantes de pontos de alto potencial químico (concentração) para pontos de baixo potencial químico (ROWE et al. 1995b). É um processo microscópico que possui relação com o movimento aleatório Browniano das moléculas do soluto e pressupõe um gradiente de concentração. A difusão ocorre mesmo na ausência de qualquer movimento hidráulico da solução (BOSCOV, 2008). Logo, em materiais de condutividade hidráulica muito baixa, como *liners* de argila e geomembranas, esse é o mecanismo dominante.

Na natureza, a difusão molecular ocorre principalmente através de camadas limite laminares e finas, por exemplo, em interfaces água-ar ou sedimento-água ou em poros de água (PERK, 2007). Em meados do século 19, Fick determinou que a massa transferida por difusão era linearmente relacionada à área da seção transversal sobre a qual a transferência ocorre e o gradiente de concentração. Assim, adaptando a primeira lei de Fick para meios porosos saturados, o fluxo de massa pelo mecanismo difusivo (J_D) é descrito da seguinte forma (SHACKELFORD, 1993):

$$J_D = -n D^* \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.8)$$

em que D^* [$L^2.T^{-1}$] corresponde ao coeficiente de difusão molecular efetivo no solo.

O sinal negativo reflete que a direção da transferência de massa está no mesma direção que o gradiente de concentração, ou seja, oposto à direção da mudança de concentração. Assim, como o fluxo age de onde há maior concentração em direção à menor concentração, é perceptível que esse mecanismo tende ao equilíbrio em um tempo igual a infinito.

O coeficiente de difusão depende das propriedades químicas e termodinâmicas da substância e da temperatura da água. Quanto maior a temperatura e menor o tamanho das moléculas, a difusão molecular tende a ser maior. Além disso, o coeficiente D^* possui uma relação linear com a difusão em solução aquosa (D_0) e a tortuosidade do solo, usualmente denominada por τ e que provem de uma relação entre a trajetória reta e a trajetória microscópica efetiva das partículas.

No entanto, Shackelford & Daniel (1991) afirmam existir outros fatores que alteram o fluxo difusivo. Entre eles, pode-se citar a viscosidade da água próxima à superfície dos grãos e a exclusão iônica, que ocorre quando o solo é compactado e as partículas estão muito próximas, tornando os ânions da superfície indisponíveis à difusão naquela região. Então, esses autores propõem, uma tortuosidade aparente (τ_a), que inclui a tortuosidade e a exclusão aniônica.

Dessa forma, o coeficiente de difusão molecular efetivo (D^*) pode ser calculado da seguinte maneira:

$$D^* = \tau_a D_0 \quad (3.9)$$

onde τ_a é adimensional e varia entre 0 e 1. O coeficiente de difusão molecular em solução aquosa é dado por D_0 [$L^2.T^{-1}$]. Ele deve ser maior que o coeficiente de difusão em meio poroso, pois em solução livre o transporte de contaminante por difusão tende a ser mais rápido.

O coeficiente de difusão efetivo em meios porosos saturados normalmente compreende valores no intervalo $10^{-9} > D^* > 10^{-11}$ m²/s podendo atingir valores menores que 10^{-11} m²/s para bentonitas compactadas (SHACKELFORD, 2014).

A solução analítica da difusão molecular ao longo do eixo z, pela prerrogativa do princípio da conservação da massa e pela segunda Lei de Fick, pode ser expressa por:

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} \quad (3.10)$$

A Equação 3.10 é conhecida como segunda Lei de Fick, em que o solo se apresenta em condição saturada e o soluto é não reativo. Problemas em que a difusão é o principal mecanismo de transporte de contaminantes no solo são descritos a partir da solução dessa equação considerando as condições iniciais e de contorno existentes (PAZ, 2015).

Pela importância desse mecanismo no transporte ao longo de revestimentos de fundo, diversos autores estudaram esse processo em ensaios com solo. Valadão et al. (2014), Lacerda et al. (2012), Boscov (1997), Ritter (1998), Silveira (2014) e Gurjão (2005) estudaram o transporte de metais pesados por camadas de solo compactadas de aterros. Giroud & Bonaparte (1989); Rowe et al. (1995a); Sangam e Rowe (2005); Xie.; Chen; Lou (2010) e outros autores mencionados concentraram seus estudos nos contaminantes orgânicos e seu transporte pelo solo e pelas geomembranas.

3.4.4 Dispersão hidrodinâmica

Denomina-se dispersão hidrodinâmica o espalhamento, a nível macroscópico, resultante tanto da dispersão mecânica como da difusão (BOSCOV, 2008). Trata-se de um processo transiente e de mistura irreversível. A componente de fluxo por dispersão hidrodinâmica (J_H) pode ser aproximada pela soma das componentes de fluxo por difusão molecular e por dispersão mecânica:

$$J_H = -n D_m \frac{\partial c_w}{\partial z} - n D^* \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.11)$$

Portanto, o fluxo por dispersão hidrodinâmica pode ser escrito como:

$$J_H = -n D_h \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (3.12)$$

Em que o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h) [$L^2.T^{-1}$] é expresso por:

$$D_h = D_m + D^* \quad (3.13)$$

3.4.5 Sorção

Entende-se por sorção o processo físico-químico no qual determinada substância (sorvato) se acumula nas partículas sólidas do solo, na interface solo-água (sorvente). Essas interações resultam na atenuação ou retardo no transporte de contaminante.

A sorção física é um processo que ocorre pelas forças eletrostáticas de atração e repulsão, por interações dipolo-dipolo, forças de Van der Waals e ligações de hidrogênio. Ele é um processo reversível e a liberação das partículas previamente adsorvidas é conhecida como dessorção. A sorção química tem origem na troca iônica entre a superfície sorvente e as moléculas sorvidas, caracterizando um processo irreversível.

A sorção é determinada experimentalmente pela medida da quantidade de soluto que pode ser adsorvido por um determinado tipo de sedimento, solo ou rocha. A capacidade de um sólido para remover um soluto é uma função da concentração do soluto. Os resultados do ensaio são plotados em um gráfico que relaciona a concentração do soluto e a quantidade sorvida, conhecido como isoterma (FETTER; BOVING; KREAMER, 2017).

Para concentrações baixas, é comum adotar o caso em que o modelo de sorção representa uma isoterma linear, isto é, o potencial de sorção aumenta com o aumento da concentração do soluto (ROWE et al. 1995a). Nesse caso, a abordagem geralmente adotada é considerar a sorção do soluto a ser controlada em equilíbrio, isto é, a concentração do soluto no fluido poroso é proporcional à concentração do soluto sorvido no solo em todos os momentos. A constante de proporcionalidade é conhecida como o coeficiente de distribuição e é denotada como K_d . Modelos numéricos incorporando a suposição de sorção controlada por equilíbrio foram implementados com sucesso para muitos problemas de interesse prático e estes se mostraram úteis em um papel preditivo para laboratório e campo (SMITH et al. 1993).

Os ensaios laboratoriais de quantificação da sorção mais empregados são: Ensaio de Equilíbrio em Lote/*Batch Equilibrium Test* (BET), Ensaio de Batelada ou Ensaio em Coluna. Vale ressaltar que, para atender as limitações do modelo linear, os coeficientes de distribuição são determinados apenas para intervalos de concentrações pré-definidos onde a consideração da linearidade é razoável (PAZ, 2015).

Considerando uma isoterma de sorção linear, o coeficiente de distribuição [L^3M^{-1}] é calculado pela seguinte expressão, que determina a partição do contaminante entre as fases sólida e aquosa do solo:

$$K_d = \frac{c_w}{c_s} \quad (3.14)$$

As substâncias podem ser classificadas em inertes ou reativas pela propriedade de sofrerem sorção química. A reatividade causa retardo na propagação da pluma de contaminação, fazendo com que a velocidade da pluma (v_{pluma}) seja menor que a velocidade de percolação do solvente calculada pela Lei de Darcy (v_p). O retardo (R) causado pela sorção química pode ser definido como:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{n} \quad (3.15)$$

Por definição, nos contaminantes inertes não há sorção química. Logo, $K_d = 0$; $R = 1$ e $v_{pluma} = v_p$. Já para os contaminantes reativos: $K_d \neq 0$, então $R > 1$ e $v_{pluma} < v_p$.

3.5 Geomembranas e os mecanismos de transporte

Geomembranas não são meios porosos como solos e, portanto, o fluxo de líquidos através de geomembranas não é governado pela equação de Darcy. No entanto, para fins comparativos, a condutividade hidráulica (k) das GM é calculada em função da carga hidráulica (pressão do líquido acima da GM) (GIROU & BONAPARTE, 1989).

Por meio de ensaios de permeabilidade por imersão em líquidos e vapor d'água foi constatado que somente há fluxo por advecção por uma GM quando há líquido nos dois lados e há uma diferença de pressão que gera uma carga hidráulica na GM. Nesse caso, é possível determinar o valor de k para cada carga aplicada. Os valores típicos de k de GM encontrados variam entre 10^{-10} e 10^{-13} cm/s (GIROU & BONAPARTE, 1989). Como se encontram dentro dos limites legais de permeabilidade em aterros, indicam que o fluxo por advecção através da GM é muito baixo, não sendo predominante no transporte de contaminantes.

Como na prática é impossível separar a sorção dos outros mecanismos, dado que eles são simultâneos, ela também é quantificada por meio de ensaios ou é estimada analiticamente associada aos outros mecanismos predominantes.

Além disso, Rowe; Caers & Barone (1987) concluíram que a dispersão hidrodinâmica através de *liners* de argila compactada se resume ao mecanismo de difusão apenas, não sofrendo interferência de dispersão mecânica. O mesmo ocorre em GM e *liners* compostos, onde não há vazios suficientes no meio para que haja dispersão do soluto.

Foose et al. (2002) estudaram o transporte de contaminantes em *liners* compostos por argila e GM e a interferência por defeitos na GM. Segundo esses autores, existem dois caminhos para o transporte de soluto em revestimentos compostos: a advecção e difusão de solutos inorgânicos e orgânicos pelos defeitos na geomembrana e, posteriormente, através do revestimento do solo e difusão de solutos orgânicos diretamente através da geomembrana intacta e subsequentemente pelo revestimento do solo.

Assim, como o mecanismo de transporte predominante através de uma GM intacta e *liners* compostos é a difusão molecular, muitos autores dedicaram-se ao estudo desse processo em GM para vários tipos de contaminantes. A Tabela 3.3 sintetiza os resultados do coeficiente de difusão D obtidos por ensaios de laboratório e modelagem para geomembranas de polietileno (PEAD) nos últimos anos. Os ensaios foram executados sob temperaturas entre 25 e 70° C.

Tabela 3.3 – Resultados dos coeficientes de difusão molecular de geomembranas de PEAD da literatura.

Composto químico	Coeficiente de difusão molecular D (m ² /s)	Autores
Orgânicos		
Benzeno	1,98 x 10 ⁻¹²	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	0,42 – 3,61 x 10 ⁻¹¹	Britton et al. (1989)
	3,7 x 10 ⁻¹⁴	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	0,64 – 3,22 x 10 ⁻¹¹	Aminabhavi & Naik (1998)
	1,9 x 10 ⁻¹³	Sangam & Rowe (2005)
	3,0 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2011)
Diclorometano	5,06 x 10 ⁻¹²	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	1,5 – 2,2 x 10 ⁻¹²	Rowe, Hrapovic & Kosaric (1995)
	8,2 x 10 ⁻¹²	Aminabhavi & Naik (1998)
	1,2 x 10 ⁻¹²	Touze-Foltz et al. (2011)
Tolueno	0,72 – 4,17 x 10 ⁻¹¹	Britton et al. (1989)
	1,81 x 10 ⁻¹²	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	4,43 x 10 ⁻¹²	Park & Nibras (1993)
	5,1 x 10 ⁻¹³	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	0,68 – 3,62 x 10 ⁻¹¹	Aminabhavi & Naik (1998)
	2,0 x 10 ⁻¹³	Sangam & Rowe (2005)
Xileno	0,94 – 1,57 x 10 ⁻¹²	Saleem, Asfour, Kee (1989)

(continuação)

Composto químico	Coefficiente de difusão molecular D (m²/s)	Autores
Xileno	3,68 x 10 ⁻¹²	Park & Nibras (1993)
	1 x 10 ⁻¹³	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	0,64 – 3,60 x 10 ⁻¹¹	Aminabhavi & Naik (1998)
	1,1 – 1,5 x 10 ⁻¹³	Sangam & Rowe (2005)
Etilbenzeno	2,78 x 10 ⁻¹²	Park & Nibras (1993)
	1,5 x 10 ⁻¹³	Sangam & Rowe (2005)
Acetona	5,1 x 10 ⁻¹³	Park & Nibras (1993)
	1,7 x 10 ⁻¹²	Aminabhavi & Naik (1998)
Clorobenzeno	2,42 x 10 ⁻¹²	Park & Nibras (1993)
	0,54 – 3,07 x 10 ⁻¹¹	Aminabhavi & Naik (1998)
Tricloroetileno	1,19 x 10 ⁻¹¹	Park & Nibras (1993)
	5,2 x 10 ⁻¹³	Prasad, Brown & Thomas (1994)
	7,0 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2011)
1,1,2 Tricloroetano	1,38 – 8,33 x 10 ⁻¹²	Britton et al. (1989)
n-Hexano	1,26 x 10 ⁻¹²	Saleem, Asfour & Kee (1989)
	3,61 x 10 ⁻¹²	Park & Nibras (1993)
Inorgânicos fenólicos		
4-Clorofenol	5,9 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2012)
	1,5 x 10 ⁻¹³	Mendes et al. (2014)
	1,6 x 10 ⁻¹⁴	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
2,4-Diclorofenol	2,4 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2012)
	8,0 x 10 ⁻¹⁴	Mendes et al. (2014)
	6,4 x 10 ⁻¹⁴	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
2,4,6-Triclorofenol	1,5 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2012)
	4,0 x 10 ⁻¹⁴	Mendes et al. (2014)
	1,6 x 10 ⁻¹⁴	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
2,3,5,6-Tetraclorofenol	2,3 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2012)
	4,0 x 10 ⁻¹⁴	Mendes et al. (2014)
2,3,5,6-Tetraclorofenol	< 1,4 x 10 ⁻¹⁴	Saheli, Rowe & Rutter (2016)
Bisfenol - A	4,3 x 10 ⁻¹³	Touze-Foltz et al. (2012)
Inorgânicos e Metais Pesados		
Cloroeto	4,0 x 10 ⁻¹⁵	Rowe, Hrapovic & Kosaric (1995)
	1,52 x 10 ⁻¹²	Valadão et al. (2014)
Sódio	1,52 x 10 ⁻¹²	Valadão et al. (2014)
Cádmio	2,03 x 10 ⁻¹⁴	Lacerda et al. (2011)
Cromo	2,54 x 10 ⁻¹³	Lacerda et al. (2011)
Cobre	1,01 x 10 ⁻¹³	Lacerda et al. (2011)

A migração de contaminantes por uma geomembrana intacta consiste em um processo de difusão molecular que ocorre por etapas sobre as barreiras potenciais, seguindo o caminho de menor resistência. Para soluções aquosas, o processo envolve três etapas principais (PARK;

NIBRAS; JUNE, 1987): i) partição do contaminante e entre a superfície interna da geomembrana e do meio contendo o contaminante (adsorção); ii) difusão do contaminante através da geomembrana e, iii) partição entre a superfície externa da geomembrana e o meio externo (dessorção). É importante mencionar que a duração de cada fase depende de vários parâmetros entre os quais destacam-se as propriedades do sistema de argila e GM e a temperatura.

De acordo com Sangam & Rowe (2005) está bem estabelecido que o PEAD intacto de geomembranas usadas como parte de um *liner* composto de geomembrana e argila compactada fornece uma barreira à migração advectiva para todos os contaminantes e migração difusiva para contaminantes inorgânicos. Dito isso, a função pretendida pela geomembrana é impedir a migração de contaminantes advectivos pela redução do fluxo de água e fornecer uma barreira difusiva aos contaminantes inorgânicos.

Apesar dessa afirmação, diversos estudos ainda são desenvolvidos para avaliar o fluxo difusivo das geomembranas, tanto para compostos orgânicos quanto para os inorgânicos. Foi constatado que os compostos orgânicos voláteis (COV) são as substâncias que requerem maior atenção, por possuírem coeficientes que permitem a passagem por difusão através das GM em poucos dias (ROWE; HRAPOVIC; KOSARIC, 1995a).

3.6 Ensaio de difusão pura em solos

Considerando um *liner* argiloso compactado, é razoável afirmar que o fluxo de contaminantes que o atravessa resume-se à difusão molecular associada à sorção. Para determinação do coeficiente de difusão molecular D^* e o coeficiente de partição K_d descritos nas Equações 3.10 e 3.15, é necessária a caracterização prévia do solo. Essa caracterização, feita em laboratório, fornece os índices físicos, como a porosidade (n) e a massa específica aparente seca (ρ_d), a velocidade real de fluxo (v_p), bem como o grau de saturação do solo.

Como dito no item 3.4.5, o ensaio em coluna e de equilíbrio em lote são exemplos de experimentos para quantificação do efeito da sorção. No ensaio em coluna, uma amostra de solo é inserida em um cilindro onde é aplicada uma carga hidráulica de solução de contaminante no topo. Um fluxo estacionário se estabelece do topo até a base da amostra e a concentração do contaminante na solução é medida em intervalos de tempo para obtenção da curva de saturação. A velocidade real de fluxo (v_p) é obtida dividindo-se a vazão de descarga pela coluna de solo pela área da seção transversal e pela porosidade do solo. O coeficiente de dispersão

hidrodinâmica é obtido por uma solução analítica proposta por Ogata & Banks em 1961, na qual estão incluídos os efeitos da dispersão mecânica, difusão molecular e da sorção.

O ensaio de equilíbrio em lote é outra forma de determinar o retardo, de maneira complementar ao ensaio de coluna. Nesse método, o coeficiente de distribuição K_d é determinado pelo ajuste dos dados experimentais de concentração de soluto sorvido no solo e concentração total do soluto na curva conhecida como isoterma.

Em relação à difusão molecular, o método mais empregado para cálculo do D^* em amostras de solo compactado considerando regime transiente é o método do reservatório único, proposto por Rowe et al. (1987) e Barone et al. (1989). O método parte do pressuposto que a difusão molecular é o mecanismo predominante em *liners* compactados e saturados, por possuírem fluxo por advecção muito baixo e baixas velocidades de percolação.

Em suma, o ensaio consiste na compactação do corpo de prova em um cilindro denominado célula de difusão; saturação da amostra por capilaridade (quando necessário) e aplicação de uma solução contaminante sobre a amostra. Em seguida, é determinada a umidade e realizado o fatiamento do solo em camadas e a extração do líquido intersticial para análise das amostras.

O cilindro de acrílico utilizado como molde para execução dos ensaios pode ser visto na Figura 3.11, empregada por Gurjão (2005).



Figura 3.11 – Células de acrílico para ensaio de difusão, desmontada e montada. Fonte: Gurjão, 2005.

Tanto a concentração do contaminante na solução do topo da amostra, ao longo do tempo, quanto ao final de cada camada fatiada, ao longo da profundidade, são determinadas para o cálculo do D^* . A representação da situação final e inicial e das curvas obtidas para o reservatório e para o solo são apresentadas na Figura 3.12 em que C_r representa a concentração no reservatório e C_s a concentração intersticial.

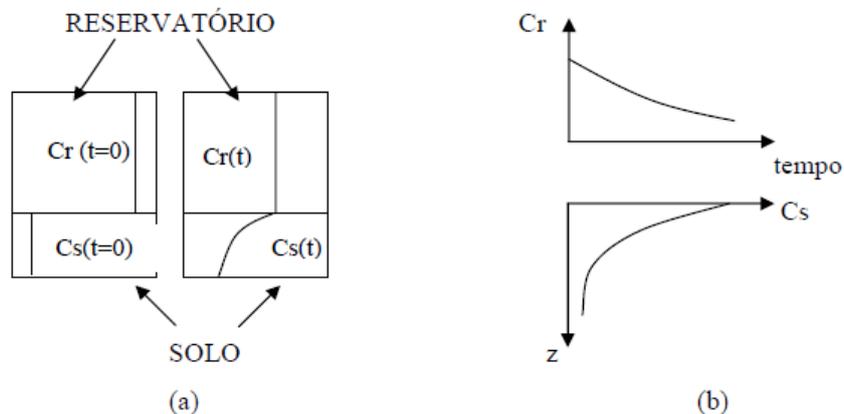


Figura 3.12 – (a) Situações inicial e final das concentrações no ensaio de difusão; (b) Curvas obtidas. Fonte: Gurjão, 2005.

Para análise dos resultados, existem algumas soluções propostas em literatura. As mais conhecidas são a de Ogata e Banks (1961); do programa POLLUTE e de Crank (1975). Paz (2015) elaborou uma nova solução semi-analítica para modelagem dos resultados do ensaio de difusão pura que se mostrou válida e possui a vantagem de possibilitar a manipulação dos parâmetros no *software*, diferentemente das outras propostas.

3.6.1 Solução da Camada Contaminada Equivalente (CCE)

O trabalho de Paz (2015) propôs uma nova metodologia para a determinação do coeficiente de difusão no solo (D^*) encontrado nos ensaios de difusão pura. A nova solução mostrou-se coerente e válida ao ser comparada com as outras soluções existentes. Seu principal diferencial é a premissa de que a modelagem da difusão deve considerar a solução de contaminante no próprio domínio (solo) para que o valor de concentração aferido no reservatório seja diretamente relacionado à concentração no solo.

Desse modo, incluindo a solução no domínio, o modelo considera a variação do coeficiente de difusão com a posição, uma vez que o coeficiente de difusão em soluções aquosas livres tem valor superior ao coeficiente em meios porosos. A Figura 3.13 representa a equivalência do sistema do Reservatório Simples e da Camada Contaminada Equivalente.

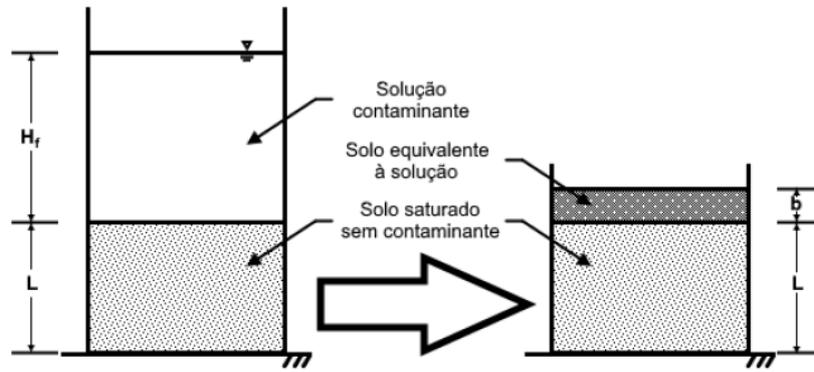


Figura 3.13 – Modelo representativo do Reservatório Único e o modelo considerado na Solução da Camada Contaminada Equivalente. Fonte: Paz, 2015.

Na solução da CCE, o reservatório é representado pelo solo contaminado de espessura “b” e, por isso, seu volume deve apresentar a mesma resistência à difusão que a solução de altura H_f no reservatório (PAZ, 2015). Considerando que, no instante inicial ($t = 0$), a concentração de contaminação no solo contaminado equivalente é igual à concentração inicial na solução contaminantes (c_0), e é nula na amostra de solo ensaiada, as condições iniciais podem ser expressas por:

$$\begin{aligned} c_w(0 \leq x \leq b, t = 0) &= c_0 \\ c_w(x > b, t = 0) &= 0 \end{aligned} \quad (3.16)$$

Portanto, a condição inicial pode ser escrita como:

$$c_w(x, t = 0) = c_0 \cdot u(b - x) \cdot u(x) \quad (3.17)$$

onde:

$$u(a) = \begin{cases} 0, & \text{se } a < 0 \\ 1, & \text{se } a \geq 0 \end{cases} \quad (3.18)$$

A variação da concentração de contaminantes no instante inicial é representada na Figura 3.14.

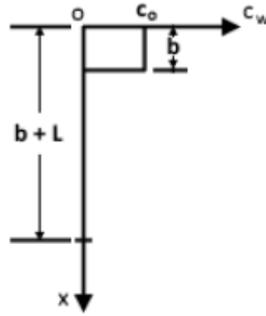


Figura 3.14 – Variação da concentração de contaminantes no instante inicial. Fonte: Paz, 2015.

As condições de contorno aplicáveis ao longo de x (que varia de 0 a $b + L$) consideram que não há fluxo na base da amostra nem em seu topo. Além disso, é considerado que o fluxo difusivo acontece do solo contaminado equivalente apenas para a amostra de solo não contaminada, sem outra adição de contaminante ou difusão em outra direção. Então, tem-se as seguintes condições de contorno:

$$J_D = (x = L + b, t > 0) = 0 \rightarrow \frac{\partial c_w(x = L + b, t > 0)}{\partial x} = 0 \quad (3.19)$$

$$J_D = (x = 0, t > 0) = 0 \rightarrow \frac{\partial c_w(x = 0, t > 0)}{\partial x} = 0 \quad (3.20)$$

Assim, a solução analítica da CCE pode ser escrita como:

$$\frac{c_w(x, t)}{c_0} = \frac{b}{L + b} + \frac{2}{\pi} \sum_{m'=1}^{\infty} \frac{1}{m'} \sin\left(\frac{b \cdot m' \cdot \pi}{L + b}\right) \cos\left(\frac{m' \cdot \pi \cdot x}{L + b}\right) \exp\left(-D_p^* \left(\frac{m' \cdot \pi}{L + b}\right)^2 \cdot t\right) \quad (3.21)$$

Em que D_p^* representa o coeficiente de difusão efetivo com retardo ($\frac{D^*}{R}$) e m' é o número de termos da série da solução CCE. Foi concluído sobre a escolha do valor de m' que para ensaios de alto tempo de duração (próximo de 1000 horas), uma série de 100 e uma de 1000 termos geram curvas idênticas, enquanto ao avaliar a variação da concentração com a profundidade, considerando um ensaio encerrado após 500 horas, as curvas de 5 até 1000 termos são satisfatoriamente semelhantes.

De acordo com o autor, buscou-se encontrar uma solução representativa do ensaio considerando que, atualmente, os recursos computacionais permitem a resolução, com boas aproximações, de séries com muitos termos e em um tempo reduzido. Considerou-se, ainda, a necessidade de simplificar a solução principalmente no que concerne à compreensão do significado físico de

cada um dos parâmetros utilizados. Isso facilita a interpretação dos resultados a partir dos ensaios realizados.

3.7 Modelagem no *Wolfram Mathematica*

Os modelos matemáticos são amplamente empregados em diversas áreas do conhecimento. Modelos que simulam o transporte de substâncias contaminantes nos permitem avaliar o destino e a persistência destas substâncias nos componentes naturais no espaço e no tempo e prever com precisão os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem durante o transporte (PERK, 2007). Assim, dentre as utilidades de modelos ambientais, é possível citar:

1. Prever o tempo de viagem de poluentes em rios ou lençóis freáticos quando ocorrem desastres ambientais.
2. Avaliar a exposição humana a contaminantes (passada, presente ou futura).
3. Prever as condições futuras sob vários cenários de mudança ambiental e estratégias de gestão e avaliar a eficácia de possíveis ações de gestão.
4. Reduzir os custos de monitorização da qualidade do solo e da água, substituindo ou complementando medições de alto custo por previsões de modelos mais baratas.
5. Obter uma melhor compreensão dos mecanismos que controlam a dispersão e destino de produtos químicos no meio ambiente, quantificando suas reações, especiação e movimento.

O *Wolfram Mathematica*® é um software de computação técnica de sistema integrado e de alto nível que permite a manipulação algébrica, a realização de computação matemática, a geração de gráficos, a análise de dados, entre outras ferramentas.

3.7.1 Metodologia de Fonseca (2017)

Fonseca (2017) implementou a solução da Camada Contaminada Equivalente de Paz (2015) no *Wolfram Mathematica*. A ferramenta exige dados de evolução da concentração do reservatório ao longo do tempo e da concentração dos contaminantes ao longo do espaço (profundidade). A autora utilizou ensaios de Ritter (1998) para ajuste do modelo. Além disso, as soluções para os ensaios de difusão pura da CCE foram comparadas a outras soluções existentes, como do programa POLLUTE, e a solução de Paz mostrou-se coerente e satisfatória.

A calibração foi realizada utilizando a função “*NonlinearModelFit*”. Essa função ajusta um modelo não linear às variáveis explicativas de concentração, tempo (t) e profundidade (x) e estima parâmetros de ajuste para minimizar os resíduos dessa etapa (FONSECA et al., 2019).

Dessa forma, os dados de concentração do contaminante foram inseridos permitindo a determinação do coeficiente de difusão em meios porosos da pluma de contaminação (D_p^*) e da espessura de solo equivalente à solução contaminante (b). Para que essa definição seja correta, foi implementado um calibrador tridimensional dos parâmetros de ajuste, que foram calibrados tanto no espaço quanto no tempo. O produto dessa modelagem é um gráfico 3D que relaciona a variação da concentração em t e em x , garantindo uma melhor interpretação dos ensaios realizados em laboratório.

Um exemplo desse modelo pode ser visto na Figura 3.15, que representa o ajuste 3D da solução CCE para os resultados de Ritter (1998) de Cl^- na mistura ao longo do tempo e da profundidade.

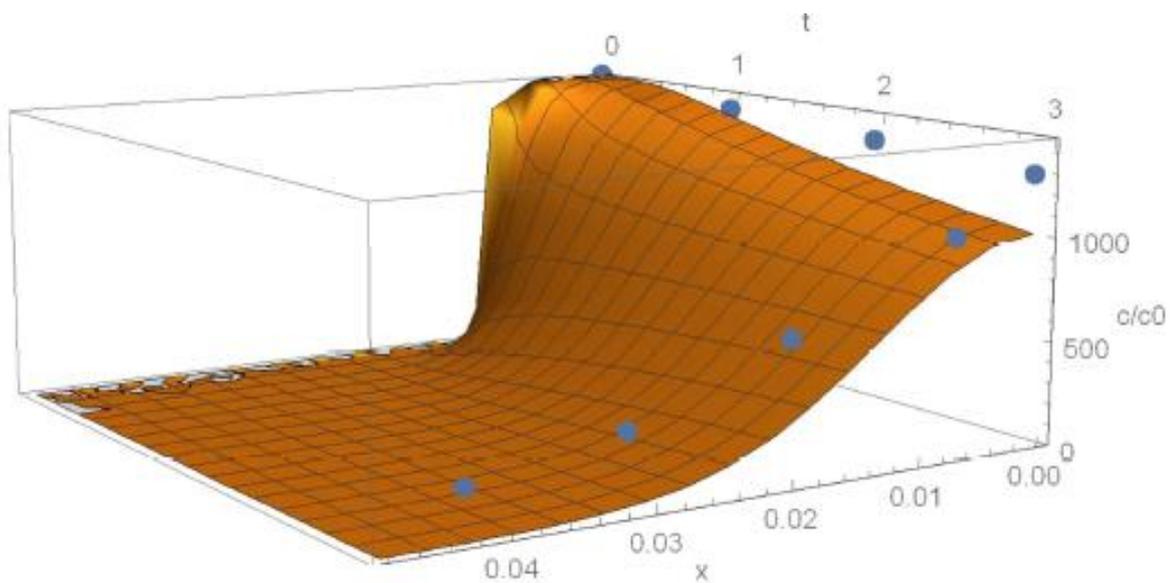


Figura 3.15 – Ajuste em 3D da solução CCE para os resultados de Ritter (1998) de Cl^- ao longo do tempo (t) e da profundidade (x). Fonte: Fonseca, 2017.

4 METODOLOGIA

4.1 Materiais

4.1.1 Dados do monitoramento ambiental do ASB para validação

A fim de validar os modelos difusivos em solos e geomembranas, foram escolhidas cinco substâncias: cádmio, cromo, níquel, cloreto e cobre. A escolha se deu por esses íons normalmente estarem presentes em lixiviados de aterros, por terem suas concentrações monitoradas no ASB e por possuírem dados em literatura sobre seu fluxo difusivo em geomembranas e solos. Os dados foram usados no Estudo de Caso do ASB, como validação.

Dito isso, os dados utilizados de concentração, em mg/L, do lixiviado e das águas subterrâneas e superficiais foram tirados do Relatório de Qualidade das Águas do ASB de 2018 e 2019 fornecido pelo SLU. Todas as análises do monitoramento foram feitas pelo laboratório Aqualit Tecnologia em Saneamento LTDA. Também foram obtidos dados do lixiviado do Aterro Controlado do Jóquei Clube, analisados por Del Rey (2019).

Os parâmetros de qualidade da água usados como valores de intervenção, que se ultrapassados acarretam riscos à saúde humana, se encontram no Apêndice B e foram intitulados de valores máximos permitidos (VMP). Eles foram estipulados pela Resolução Conama 396/2008, que indica limites para águas subterrâneas de acordo com seu uso. Foi escolhido o uso preponderante “consumo humano”, uma vez que existem centros urbanos próximos com a possibilidade de perfuração de poços subterrâneos, onde há consumo direto da água.

4.1.1.1 Lixiviado

As concentrações de cádmio e cromo no lixiviado do ASB foram expostos na Tabela 3.2, com valores resultantes do monitoramento de março de 2017 a agosto de 2018. Dito isso, foram utilizados como dados de entrada na modelagem do fluxo difusivo os valores referentes ao período mais recente, de agosto de 2018, e com os maiores valores dos diferentes poços de monitoramento, como pode ser visto na Tabela 4.1.

Como não é realizado monitoramento de cloreto, cobre e níquel, foram utilizados dados de análises do lixiviado do Aterro Controlado do Jóquei Clube, feitas em 2019 por (DEL REY, 2019). Por serem derivados de resíduos sólidos provenientes da mesma população, foi assumido que as características dos lixiviados são as mesmas, permitindo o uso das concentrações expostas na Tabela 4.1, que também apresenta os dados referentes ao Relatório de Qualidade das Águas do SLU e os valores máximos permitidos usados nos modelos.

Tabela 4.1 – Dados de concentrações presentes no lixiviado do ASB para o cádmio, cromo, e níquel e do lixiviado do Aterro Controlado do Jóquei Clube para o cloreto, o cobre e o níquel.

Contaminante	Fórmula química	Data	Concentração inicial (mg/L)	VMP (mg/L)	Fonte dos dados
Cromo	Cr ³⁺	02/08/2018	0,108	0,05	SLU
Cádmio	Cd	02/08/2018	< 0,001	0,005	(2018)
Cobre	Cu ²⁺	19/02/2019	0,070	2	DEL REY (2019)
Cloreto	Cl ⁻	17/10/2018	1450,00	250	
Níquel	Ni	19/02/2019	0,04	0,02	

Fonte: Adaptado de Relatório de Qualidade das Águas de 2018 – SLU e DEL REY (2019)

4.1.1.2 Águas subterrâneas e superficiais (rio Melchior)

Os valores de monitoramento utilizados para verificar se há contaminação do lençol freático e do rio Melchior, que se situa próximo ao ASB, também se encontram no Relatório de Qualidade das Águas e foram transcritos para as Tabelas 4.2 e 4.3. Essas concentrações constituem indicativos do desempenho da impermeabilização de fundo, uma vez que, caso atinjam níveis acima do VMP, podem caracterizar falhas na contenção de contaminantes. Dito isso, os dados foram empregados na avaliação de possíveis focos de contaminação nos corpos hídricos.

Tabela 4.2 – Dados da concentração, em mg/L, do monitoramento das águas subterrâneas do ASB no período de 2016 a 2018.

	29/08/2016	02/05/2017	01/08/2017	06/11/2017	05/02/2018	10/05/2018	02/08/2018
Cr³⁺	<u>0,37</u>	< 0,003	<u>0,055</u>	<u>0,792</u>	<u>0,188</u>	< 0,003	<u>0,145</u>
Cu²⁺	< 0,002	0,023	0,255	0,906	0,158	0,114	0,598
Cl⁻	24,8	4,7	6,4	8,6	26,9	16,3	37,4
Cd	0,020	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Ni	<u>0,220</u>	-	-	-	-	-	-

Fonte: Adaptado de Relatório de Qualidade das Águas de 2018 – SLU

* Os valores destacados significam que ultrapassaram os valores máximos permitidos previstos na Resolução CONAMA 396/2008, indicando algum foco de contaminação.

Os dados referentes ao monitoramento das águas superficiais estão expressos na Tabela 4.3, que representa as análises feitas nos anos de 2017 a 2019. A localização do ASB e sua proximidade com o córrego do rio Melchior pode ser vista na Figura 3.5. Não foi detectada nenhuma extrapolação dos limites previstos pela CONAMA 396/2008 para nenhuma substância química monitorada no período.

Tabela 4.3 – Dados da concentração, em mg/L, do monitoramento das águas superficiais (rio Melchior) no período de 2017 a 2019.

	03/05/2017	06/11/2017	05/02/2018	10/05/2018	02/08/2018	01/02/2019	15/02/2019
Cr³⁺	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cu²⁺	0,015	0,083	0,148	0,096	0,094	0,016	0,101
Cl⁻	27,1	2,9	13,5	27,1	31	2,6	3,3
Cd	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Fonte: Adaptado de Relatório de Qualidade das Águas de 2019 – Aqualit.

4.1.2 Ensaios de difusão em geomembranas

Os dados usados na modelagem da difusão em geomembranas foram retirados de três estudos que realizaram diferentes ensaios para determinação do coeficiente difusivo da GM: Rowe et al. (1995a); Lacerda et al. (2011) e Valadão et al. (2014). Todos os ensaios foram conduzidos em geomembranas de PEAD de 2mm de espessura. Os mesmos contaminantes inorgânicos foram analisados.

Sendo assim, a metodologia de cada autor para ensaio e ajuste do D_{GM} será descrita brevemente a seguir e o resumo dos dados que foram empregados nas modelagens em GM estão expressos na Tabela 4.4.

4.1.2.1 Ensaios de Rowe et al. (1995a) – Cloreto

Rowe et al. (1995a) estudaram a difusão do cloreto e do diclorometano em uma geomembrana de PEAD. O procedimento experimental consistiu em um sistema fechado de vidro, aço e teflon com um reservatório acima da GM que funcionou como fonte de contaminação e um receptor abaixo composto de água destilada. Uma amostra somente com a fonte contaminante, chamada de “branco”, também compôs o experimento. A Figura 4.1 representa o aparato experimental utilizado por esses autores.

A concentração de cloreto e diclorometano foram monitoradas, tanto no reservatório fonte quanto no receptor, ao longo do tempo para avaliação do fluxo de massa pela GM. As frequências de coleta de amostras para análise das concentrações variaram até o final dos ensaios. As análises do diclorometano foram feitas por cromatografia gasosa e do cloreto por um eletrodo de determinação iônica.

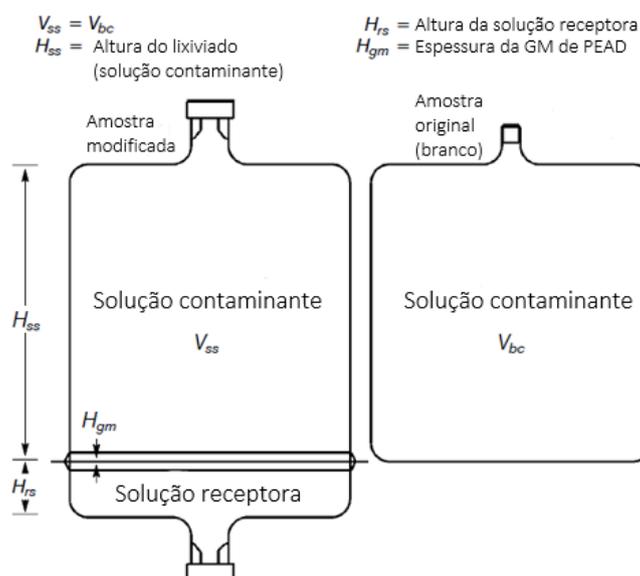


Figura 4.1 – Esquema da célula de vidro utilizada por Rowe et al. (1995a). V_{ss} = volume da solução contaminante V_{bc} = volume do branco. Fonte: Adaptado de Rowe et al. (1995a).

Os resultados das concentrações para o período ensaiado (420 e 840 dias) foram ajustados em um modelo teórico proposto por Rowe et al. (1988) que estima o coeficiente de difusão D pelo fluxo de massa pela GM; pela variação da concentração no reservatório receptor ao longo do tempo; pelo coeficiente de partição K_d e pela densidade do polímero.

O valor estimado para o coeficiente de difusão do cloreto por esses autores foi de $6 \times 10^{-15} \text{ m}^2/\text{s}$.

4.1.2.2 Ensaios de Lacerda et al. (2011) – Cádmiu, cromo e cobre

Lacerda et al. (2011) empregaram uma metodologia diferente da proposta por Rowe et al. (1995a) na determinação do coeficiente de difusão nas geomembranas. A análise da difusão molecular foi feita em ensaios de difusão semelhantes ao proposto por Barone et al. (1989), conforme descrito no item 3.6, porém com e sem geomembrana entre o solo e o lixiviado. Esses ensaios foram feitos com intuito de avaliar a eficiência na sorção e difusão de três materiais: solo compactado, solo compactado com bentonita e solo compactado sobreposto por GM. O solo utilizado foi retirado do aterro sanitário de Rio das Ostras, no Rio de Janeiro.

A solução contaminante foi produzida a partir de cádmio (Cd^{2+}), cobre (Cu^{2+}) e cromo (Cr^{6+}). Para definição do perfil difusivo, os ensaios com solos (puro e com bentonita) duraram 10 dias e com a geomembrana durou 60 dias. Ao final do ensaio, as amostras foram fatiadas em 6 camadas de 1 cm para extração da solução intersticial. Em relação à modelagem matemática, o ajuste dos dados experimentais foi feito pelos autores pelo *software Multi-phase Heat and Mass Transfer Program (MPHMTP)*.

Os resultados encontrados para o coeficiente de difusão da GM foram de $2,00 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ para o cádmio; $2,54 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ para o cromo e $1,01 \times 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ para o cobre.

4.1.2.3 Ensaios de Valadão et al. (2014) – Cloreto

Valadão et al. (2014) objetivaram em seus estudos analisar a difusão de compostos inorgânicos em uma barreira de solo compactado e geomembrana de PEAD de 2mm. O solo e o lixiviado utilizados também foram do aterro de Rio das Ostras.

A metodologia desses autores foi equivalente à de Lacerda et al. (2011). Foram analisados os íons cloreto e sódio. O tempo de ensaio foi de 120 dias e ao final desse período, a amostra foi dividida em 6 camadas de 1 cm para remoção do soluto intersticial.

O ajuste dos dados experimentais também foi feito pelo MPHMTF. Assim, os autores calcularam o coeficiente de difusão molecular da geomembrana para o cloreto, com valor igual a $1,43 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$.

Portanto, as substâncias selecionadas para a modelagem da difusão em GM, seus respectivos D_{GM} , os autores que chegaram a esses valores experimentalmente e os VMP estão listados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Resumo dos contaminantes, concentrações iniciais, coeficientes de difusão da geomembrana, autores e valores máximos permitidos (VMP) da Conama nº 396/2008.

Contaminante	Fórmula Química	D_{GM} (m^2/s)	Autores	VMP - CONAMA 396 (mg/L)
Cromo	Cr^{6+}	$2,54 \times 10^{-13}$	Lacerda et al. (2011)	0,05
Cobre	Cu^{2+}	$1,01 \times 10^{-13}$	Lacerda et al. (2011)	2
Cloreto	Cl^-	$6,0 \times 10^{-15}$	Rowe et al. (1995a)	250
		$1,43 \times 10^{-12}$	Valadão et al. (2014)	250
Cádmio	Cd^{2+}	$2,00 \times 10^{-14}$	Lacerda et al. (2011)	0,005

4.1.3 Ensaios de difusão pura em solos

O fluxo difusivo em solos foi modelado com base nos dados provenientes de ensaios de difusão pura no solo do ASB, de Silveira (2014), e em outras localidades do Brasil, pelos ensaios de Gurjão (2005), Ritter (1998) e Boscov (1997), que serão descritos em seguida. Cada um desses autores estudou um dos contaminantes de interesse.

Para calibrar o modelo e ajustar o D_p^* proposto pela solução da CCE, é necessário um ajuste tanto da concentração dos contaminantes no reservatório ao longo do tempo (concentração x

tempo), quanto da concentração na solução intersticial de cada camada do corpo de prova (concentração x espaço). Dito isso, os dados utilizados para ajuste do coeficiente de difusão de cada solo estão expressos nas Tabelas de 4.5 a 4.14.

4.1.3.1 Ensaios de Boscov (1997) – Cádmió

Em 1997, Boscov estudou o comportamento de um solo laterítico argiloso como material de construção de revestimentos impermeabilizantes para aterros de resíduos perigosos, que receberiam sedimentos contaminados dragados do Rio Tietê. Foram realizados ensaios de difusão pura com reservatório único com soluções multi-espécie de alumínio, cádmio, ferro, manganês, mercúrio e zinco.

Sua metodologia de execução dos ensaios baseou-se na proposta por Barone et al. (1989). Para o elemento cádmio, foram selecionados três ensaios de concentrações iniciais (C_0), tempo total de ensaio e número de camadas distintos.

Os dados para a concentração ao longo do tempo estão expressos na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Concentrações ao longo do tempo para os 3 ensaios referentes ao cádmio realizados por Boscov (1997).

Concentração no reservatório					
Cd ($C_0 = 0,5$ mg/L)		Cd ($C_0 = 0,6$ mg/L)		Cd ($C_0 = 1,2$ mg/L)	
Tempo (h)	Cd (mg/L)	Tempo (h)	Cd (mg/L)	Tempo (h)	Cd (mg/L)
0	0,52	0	0,56	0	1,15
24	0,53	24	0,55	24	1,18
49	0,52	48	0,52	48	1,15
72	0,50	72	0,48	96	1,13
101	0,50	96	0,46	120	1,12
120	0,50	124	0,39	146	1,07
146	0,48	161	0,36	168	1,00
168	0,48	168	0,34	192	0,98
192	0,47	192	0,31	216	0,92
216	0,45	216	0,25	240	0,90
242	0,45	-	-	260	0,82

Os dados referentes à concentração intersticial ao longo da espessura do corpo de prova podem ser vistos na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Concentrações ao longo da profundidade para os 3 ensaios referentes ao cádmio ensaiados por Boscov (1997).

Concentração intersticial					
Cd (C₀ = 0,5 mg/L)		Cd (C₀ = 0,6 mg/L)		Cd (C₀ = 1,2 mg/L)	
Espessura (m)	Cd (mg/L)	Espessura (m)	Cd (mg/L)	Espessura (m)	Cd (mg/L)
0,005	0,016	0,0054	0,004	0,0038	0,002
0,0158	0,008	0,015	0,006	0,0115	0,001
0,0385	0,004	0,023	0,002	0,0198	0,001
-	-	0,031	0,002	0,0292	0,001
-	-	0,0395	0,002	0,0395	0,001

4.1.3.2 Ensaios de Ritter (1998) – Cloreto

Com os objetivos de estudar o efeito da salinidade nos mecanismos de transporte de contaminantes por difusão; a interação solo-contaminante; a sorção e verificar o comportamento dos solos quanto a migração de íons nos lixiviados de aterros sanitários, Ritter (1998) realizou ensaios de difusão e ensaios de equilíbrio em lote. Foram analisados NaCl, KCl e NH₄Cl com concentrações iguais às medidas no lixiviado do aterro sanitário de Gramacho, no Rio de Janeiro. A metodologia do ensaio feito pela autora assemelha-se ao proposto por Barone et al (1989) e Boscov (1997). A duração dos ensaios para as amostras não salinas foi de 3 dias e ao final do ensaio, o solo foi dividido em quatro fatias para retirar o líquido intersticial.

Os resultados encontrados pela autora para o cloreto estão expostos nas Tabelas 4.7 (concentração no reservatório) e 4.8 (concentração intersticial).

Tabela 4.7 – Concentrações ao longo do tempo para o ensaio referente ao cloreto realizado por Ritter (1998).

Concentração no reservatório (C₀ = 1472,5 mg/L)	
Tempo (h)	Cl⁻ (mg/L)
0	1472,5
24,48	1385,9
48,24	1342,6
71,04	1299,3

Tabela 4.8 – Concentrações ao longo da profundidade para o ensaio referente ao cloreto ensaiado por Ritter (1998).

Concentração intersticial (C₀ = 1472,5 mg/L)	
Espessura (m)	Cl⁻ (mg/L)
0,0065	1039,4
0,0195	671,3
0,0315	368,1
0,0425	238,2

4.1.3.3 Ensaios de Gurjão (2005) – Cobre

Gurjão (2005) realizou os ensaios de difusão para 6 tipos de solo classificados pela metodologia Miniatura Compactada Tropical (MCT) – NA, NA', NS', NG', LA' e LG' – localizados em Brasília/DF. Os contaminantes utilizados foram o cloreto de cobre (CuCl_2) e cloreto de zinco (ZnCl_2). No final dos ensaios, as amostras de solo foram divididas em cinco camadas e extraiu-se a água intersticial dos poros de cada camada para obter resultados de concentração ao longo da profundidade e do tempo. O tempo de duração dos ensaios foi de 16 dias.

Por ser um solo de classificação equivalente ao do ASB e para fins comparativos, optou-se por aplicar a modelagem para o solo arenoso laterítico (LA'), proveniente de Planaltina/DF. A autora realizou ensaios com o cobre para concentrações iniciais da solução de 50, 100, 200, 400 e 800 mg/L. Os dados da concentração de cobre no reservatório ao longo do tempo e na solução intersticial na profundidade usados nas modelagens estão expressos nas Tabelas 4.9 e 4.10.

Tabela 4.9 – Concentrações ao longo do tempo para os 5 ensaios referentes ao cobre realizados por Gurjão (2005).

Concentração no reservatório					
Tempo (h)	Cu ($C_0 = 50$ mg/L)	Cu ($C_0 = 100$ mg/L)	Cu ($C_0 = 200$ mg/L)	Cu ($C_0 = 400$ mg/L)	Cu ($C_0 = 800$ mg/L)
0	50	100	200	400	800
48	28,62	68,00	170,53	391,29	595,15
96	28,59	67,55	169,73	389,59	588,84
144	28,53	67,20	170,01	389,59	586,54
192	28,46	67,30	170,00	388,00	585,45
240	28,40	67,25	171,00	388,64	584,00
288	28,37	67,55	171,46	388,16	583,10
336	28,36	66,93	170,88	388,8	580,65
384	28,37	67,418	171,69	388,16	575,47

Tabela 4.10 – Concentrações ao longo da profundidade para os 5 ensaios referentes ao cobre ensaiados por Gurjão (2005).

Concentração intersticial					
Espessura (m)	Cu ($C_0 = 50$ mg/L)	Cu ($C_0 = 100$ mg/L)	Cu ($C_0 = 200$ mg/L)	Cu ($C_0 = 400$ mg/L)	Cu ($C_0 = 800$ mg/L)
0,005	0,60	9,71	36,25	88,62	179,06
0,015	0,46	3,00	18,63	66,57	159,28
0,025	0,08	0,35	7,06	15,17	28,54
0,035	0,06	0,13	0,86	3,62	9,42
0,045	0,06	0,04	0,11	0,27	1,45

4.1.3.4 Ensaios de Silveira (2014) – Cromo e níquel

Silveira (2014) concentrou seus estudos na região da Estação de Tratamento de Esgoto Samambaia/Melchior no Distrito Federal, no mesmo local onde foi implantado o Aterro Sanitário de Brasília. Seu objetivo foi verificar a possibilidade de utilização de solo da região como *liner* compactado para a disposição de lodo de esgoto.

O autor realizou ensaios de difusão pura com reservatório único utilizando como contaminantes tanto o lodo bruto de esgoto, com a presença de diversos contaminantes (multi-espécie), como soluções sintéticas de cromo e níquel. O corpo de prova usado nos ensaios foi dividido em três camadas ao final do tempo de ensaio. O experimento com o cromo durou 36 dias, enquanto o do níquel teve duração de 22 dias.

Foram escolhidos para serem modelados pelo presente estudo, os ensaios referentes às soluções sintéticas de cromo Cr^{3+} e níquel Ni^{2+} , realizados com o solo arenoso laterítico (LA'). Os dados da concentração no reservatório e intersticial para o cromo e o níquel podem ser vistos nas Tabelas de 4.11 a 4.14.

Tabela 4.11 – Concentrações ao longo do tempo para os 5 ensaios referentes ao cromo realizados por Silveira (2014).

Concentração no reservatório					
Tempo (h)	Cr ($C_0 = 250$ mg/L)	Cr ($C_0 = 500$ mg/L)	Cr ($C_0 = 1000$ mg/L)	Cr ($C_0 = 2000$ mg/L)	Cr ($C_0 = 4000$ mg/L)
0	250	500	1000	2000	4000
96	160,54	396,67	843,57	1711,98	3478,09
192	154,69	369,35	773,31	1633,92	3353,20
288	139,07	347,89	779,17	1671,00	3325,87
384	133,22	328,37	747,94	1622,21	3329,78
480	125,41	320,56	734,28	1592,94	3316,12
576	117,61	306,90	724,52	1569,52	3304,41
192	105,90	283,49	673,79	1507,08	3169,75
768	100,04	265,92	650,37	1466,09	3130,72
864	82,48	254,21	609,39	1413,40	3068,28

Tabela 4.12 – Concentrações ao longo da profundidade para os 5 ensaios referentes ao cromo realizados por Silveira (2014).

Concentração intersticial					
Espessura (m)	Cr ($C_0 = 250$ mg/L)	Cr ($C_0 = 500$ mg/L)	Cr ($C_0 = 1000$ mg/L)	Cr ($C_0 = 2000$ mg/L)	Cr ($C_0 = 4000$ mg/L)
0,01	43,24	98,78	104,37	128,45	198,02
0,02	19,86	21,93	78,98	89,89	168,00
0,03	2,74	3,67	10,67	36,3	68,9

Tabela 4.13 – Concentrações ao longo do tempo para os 3 ensaios referentes ao níquel realizados por Silveira (2014).

Tempo (h)	Concentração no reservatório		
	Ni (C ₀ = 1000 mg/L)	Ni (C ₀ = 2000 mg/L)	Ni (C ₀ = 4000 mg/L)
0	1145,57	2064,51	4111,24
48	1020,26	1980,97	3777,08
96	853,18	1772,12	3526,46
144	686,1	1646,81	3484,69
192	560,79	1479,73	3317,61
240	519,02	1479,73	3234,07
288	435,48	1396,19	3150,53
336	435,48	1270,88	3066,99
384	393,71	1270,88	3066,99
432	393,71	1229,11	3025,22
480	351,94	1187,34	2941,68
528	268,4	1103,8	2774,6

Tabela 4.14 – Concentrações ao longo da profundidade para os 3 ensaios referentes ao níquel realizados por Silveira (2014).

Espessura (m)	Concentração intersticial		
	Ni (C ₀ = 1000 mg/L)	Ni (C ₀ = 2000 mg/L)	Ni (C ₀ = 4000 mg/L)
0,01	46,6	60,8	72,8
0,02	38,8	57,7	69,9
0,03	29,2	57,4	68,2

4.2 Métodos

Com a finalidade de avaliar a eficiência da geomembrana e do *liner* de impermeabilização de aterros sanitários, os métodos estruturam-se em três etapas. A primeira parte consiste na modelagem do fluxo difusivo em geomembranas de PEAD de 2 mm de espessura a partir dos dados de literatura já ditos. Essa etapa visa identificar a capacidade de retenção da GM de substâncias químicas que podem estar presentes no lixiviado. As etapas seguintes estão relacionadas à modelagem de contaminantes em solos compactados pelo ensaio de difusão pura e pelo modelo de fluxo difusivo em *liners*. Os parâmetros usados, os softwares e as hipóteses dos modelos usados em cada etapa serão descritos a seguir.

Além disso, a obtenção de fotografias e dados da qualidade do lixiviado contidos na revisão bibliográfica se deu por uma visita técnica no ASB realizada em 26 de outubro de 2018.

4.2.1 Modelagem do fluxo difusivo em geomembranas

A modelagem da difusão em geomembranas foi executada no software *Wolfram Mathematica*® versão 11. Foi desenvolvida uma ferramenta computacional para simulação do fluxo difusivo

de contaminantes pela GM, com o objetivo de avaliar sua eficiência. O produto da modelagem consiste em uma curva que relaciona a concentração do contaminante em função do tempo, para cada substância – cádmio, cromo, cobre e cloreto.

A solução analítica da equação 3.10 descrita no item 3.4.3, conhecida como segunda Lei de Fick e usada no transporte difusivo, foi empregada nesse processo.

A GM utilizada nas simulações é a PEAD com 2 mm de espessura, por ser a mesma adotada no ASB. A eficiência da retenção da GM foi avaliada com base nos valores máximos permitidos da Resolução CONAMA nº 396, que se encontra no Apêndice B.

O tempo total simulado foi de 13 anos, por ser a vida útil inicial do ASB. Também foram feitas extrapolações no tempo, considerando que a impermeabilização de fundo de um aterro deve permanecer eficaz mesmo após o fechamento e o fim de sua vida útil. Outro cenário avaliado foi a resposta da impermeabilização devido a um aumento na concentração dos contaminantes por alguma alteração na composição química do lixiviado ou por alterações climáticas, como redução da intensidade ou frequência das chuvas.

4.2.2 Modelagem dos ensaios de difusão pura em solos

Na modelagem da difusão no solo, foi aplicada a ferramenta computacional proposta por Fonseca (2017), que utiliza a solução da CCE de Paz (2015) e um calibrador dos ensaios de difusão pura no espaço e no tempo. Todo o procedimento foi realizado no *Wolfram Mathematica*.

O programa computacional exige dados de evolução da concentração do reservatório ao longo do tempo e da concentração dos contaminantes ao longo do espaço (profundidade). O modelo final consiste em um gráfico em três dimensões – espessura no eixo X; concentração no eixo Z e o tempo no eixo Y, como pode ser visto na Figura 4.2.

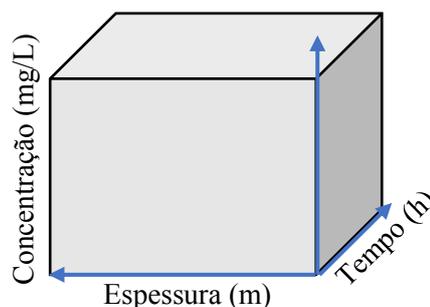


Figura 4.2 – Ilustração do gráfico final de transporte do contaminante no tempo e no espaço.

A solução analítica da CCE aplicada no modelo foi descrita no item 3.6.1. O valor de m' utilizado nas modelagens foi igual a 1000 para buscar um maior refinamento visto que o tempo de processamento do *Wolfram Mathematica* é de poucos segundos e não impõe limitação ao número de termos usados.

O calibrador usado por Fonseca (2017) ajusta os parâmetros D_p^* e b aos dados experimentais para plotar a superfície do modelo. Esse ajuste é feito pela função “FindFit”, que otimiza a curva modelada aos pontos observados pelo método dos mínimos quadrados. Com intuito de avaliar esse ajuste, foi calculado o coeficiente de determinação (R^2), que indica o quanto o modelo explica a amostra de interesse, podendo variar de 0 (nenhum ajuste aos pontos observados) a 1 (total ajuste aos pontos observados).

Essa calibração no espaço e no tempo fornece resultados mais precisos e permite analisar o efeito do *liner* de solo compactado no transporte de contaminantes de um aterro. Assim, é gerado como resultado o D_p^* (coeficiente de difusão com retardo), que equivale ao D (coeficiente difusivo) dividido pelo R (retardo).

4.2.3 Estudo de caso – Modelagem do fluxo difusivo no solo do ASB

Essa etapa visa aplicar os dados dos coeficientes de difusão molecular com sorção encontrados pelos ajustes dos ensaios de difusão pura para cada contaminante ao caso do Aterro Sanitário de Brasília. Logo, após a calibração do modelo com os dados ensaiados de concentração no tempo e na profundidade, foi realizada uma previsão do comportamento do contaminante ao longo dos anos, com intuito de simular o fluxo difusivo durante a vida útil do aterro.

Assim, a equação 3.10 também foi aplicada para uma camada de solo compactado de 1,5m de espessura, representando o *liner* do ASB. O tempo usado nos modelos foi de 13 anos, considerando a vida útil de projeto do ASB e os valores máximos permitidos por legislação foram os mesmos já empregados. O coeficiente difusivo empregado foi o D_p^* ajustado na etapa anterior para cada um dos contaminantes de interesse.

O modelo difusivo utilizado, baseado na segunda Lei de Fick, considera uma fonte única de contaminante, no caso o lixiviado oriundo dos resíduos, e que libera as substâncias continuamente ao longo do tempo. Não são inseridas fontes externas de contaminante nem é considerada a concentração natural do solo para cada substância analisada. Neste modelo, apenas o fluxo difusivo, juntamente com o retardo provocado pela sorção, é simulado.

Assim, essa fase visa identificar a eficiência de contenção do *liner* de solo para cada um dos contaminantes de interesse, analogamente ao que foi feito com as GM e com base nos mesmos valores limites legais de concentração, uma vez que o coeficiente difusivo foi ajustado corretamente na etapa anterior.

Dessa forma, a metodologia proposta pode ser resumida em um fluxo que ilustra cada etapa de modelagem, como explicita na Figura 4.3, que representa um esquema das etapas de modelagem, da metodologia básica de cada etapa, dos contaminantes e dos autores de onde foram retirados os dados.

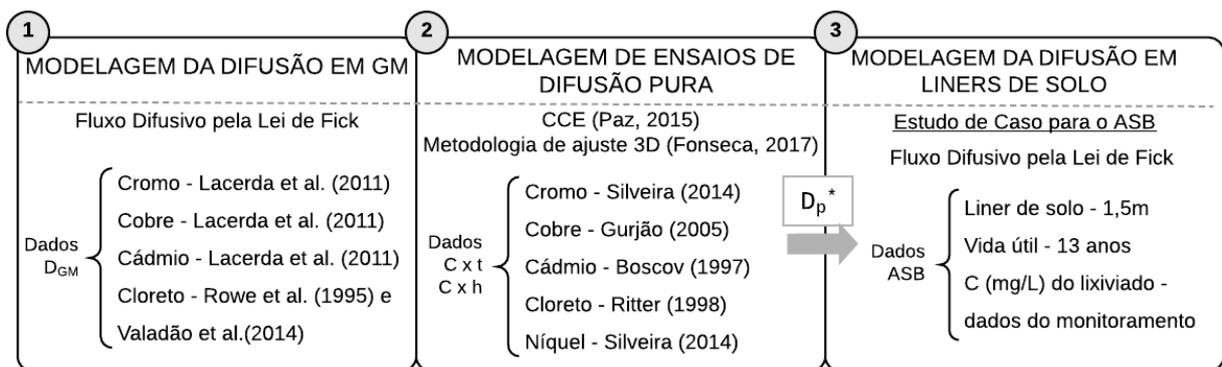


Figura 4.3 – Resumo esquemático da metodologia adotada.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Modelos do fluxo difusivo em geomembranas

O fluxo difusivo em GM de PEAD de 2 mm de espessura foi simulado com base nos dados de concentração inicial dos contaminantes monitorados para o ASB e o tempo total igual a 13 anos, equivalente à vida útil do ASB.

Os resultados das curvas que relacionam as concentrações ao longo da espessura da GM e ao longo do tempo para os compostos cromo, cobre, cloreto e cádmio serão apresentados e discutidos a seguir. Para cada composto químico que ultrapassou os VMP nos 13 anos simulados, foi proposto um novo modelo que representa o quanto deveria ser o coeficiente de difusão da GM para que o contaminante ficasse dentro dos padrões permitidos durante toda a vida útil do aterro.

5.1.1 Cromo

Os resultados do fluxo difusivo ao longo da geomembrana no tempo (vida útil do aterro, em anos), está expresso na Figura 5.1 abaixo, juntamente com o valor máximo permitido (VMP) para o cromo em água potável.

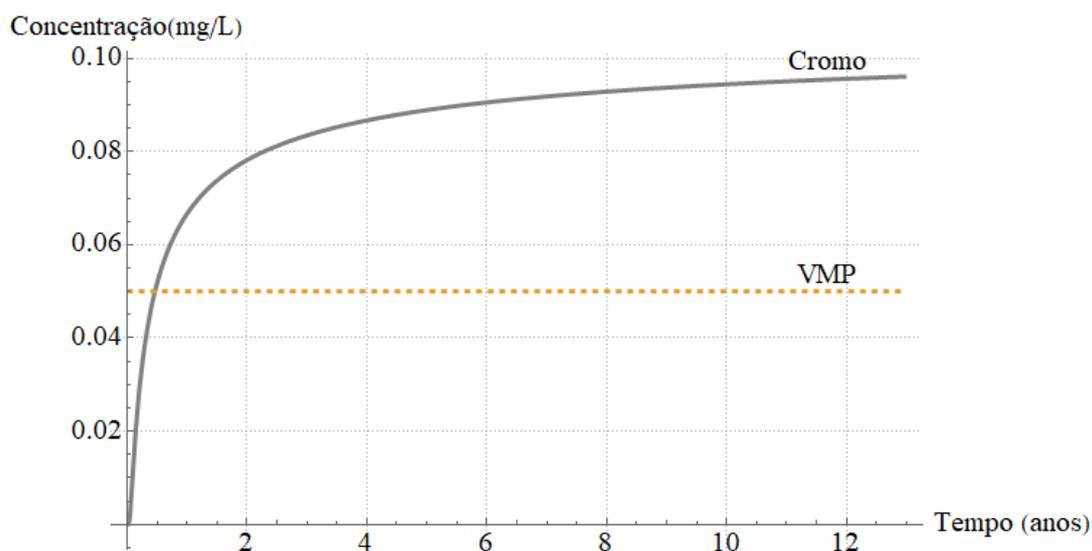


Figura 5.1 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cromo na geomembrana.

O modelo demonstra que em menos de 2 anos a concentração de cromo que atravessa a geomembrana por difusão irá exceder o valor máximo permitido e transferir o contaminante para o *liner* de solo localizado abaixo da GM. Essa alta mobilidade do cromo é confirmada por Lacerda et al. (2014), que encontraram para os resultados experimentais com geomembrana, que o cromo obteve maior mobilidade entre os metais pesados cromo, cobre e cádmio.

Assim, para o coeficiente de difusão estimado e com a concentração inicial medida no lixiviado do ASB, a GM não se mostrou eficiente na contenção do cromo. Ao confrontar esse resultado com os dados do monitoramento das águas subterrâneas do ASB (Tabela 4.2), há alguns valores de cromo acima do permitido nas águas subterrâneas. Isso pode indicar uma falha na geomembrana e/ou no *liner* de solo responsáveis pela impermeabilização do aterro e proteção do lençol freático. Entretanto, para afirmar que a GM é um elemento dispensável na impermeabilização de um aterro, ainda é necessário avaliar o desempenho para outros contaminantes e atestar a eficácia do *liner* de solo. Assim, será possível analisar se a GM exerce um papel complementar à camada de solo compactado ou se sua utilização apenas acarreta custos desnecessários ao empreendimento.

O cromo é utilizado na produção de ligas metálicas, estruturas da construção civil, fertilizantes, tintas, pigmentos, curtumes, conservantes para madeira, entre outros usos (CETESB, 2016). Os altos níveis de cromo sendo transferidos para os corpos hídricos são preocupantes uma vez que esse metal é extremamente tóxico para os seres vivos. Os efeitos aos organismos aquáticos incluem a bioacumulação planctônica, o decréscimo no crescimento e tamanho do corpo, alterações na taxa de reprodução e sobrevivência da prole (MASUTTI, 2004). Além disso, o cromo trivalente é mais reativo biologicamente, o que oferece maior risco de carcinogênese, enquanto a forma hexavalente é corrosiva, causa hipersensibilidade e úlceras na passagem nasal e na pele.

5.1.2 Cobre

O modelo do fluxo difusivo em GM para o cobre ao longo dos anos está apresentado na Figura 5.2 (concentração x tempo).

É possível notar que durante todo o período avaliado, diferentemente do cromo, a geomembrana demonstrou ser uma barreira eficaz na contenção do cobre para os dados do ASB. No entanto, a concentração inicial plotada já estava consideravelmente abaixo do limite máximo, o que não seria útil para identificar uma contaminação acima da norma, uma vez que os valores tendem a cair no tempo e nunca atingiriam o VMP.

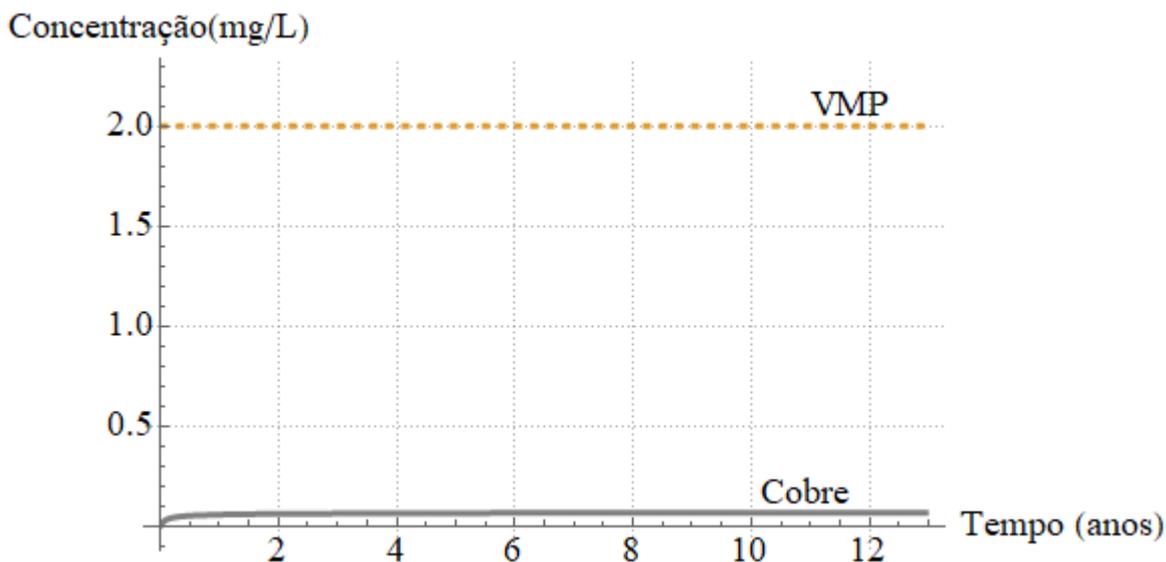


Figura 5.2 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cobre na geomembrana.

Sendo assim, foi gerado um modelo caso a concentração inicial fosse igual ao VMP da água para consumo humano (2 mg/L) e foi analisado seu comportamento ao longo do tempo e do espaço. Os resultados demonstraram que a GM, ainda assim, seria capaz de evitar a passagem de todos os 2 mg/L do cobre para os 13 anos, atestando sua eficácia, como pode ser visto na Figura 5.3.

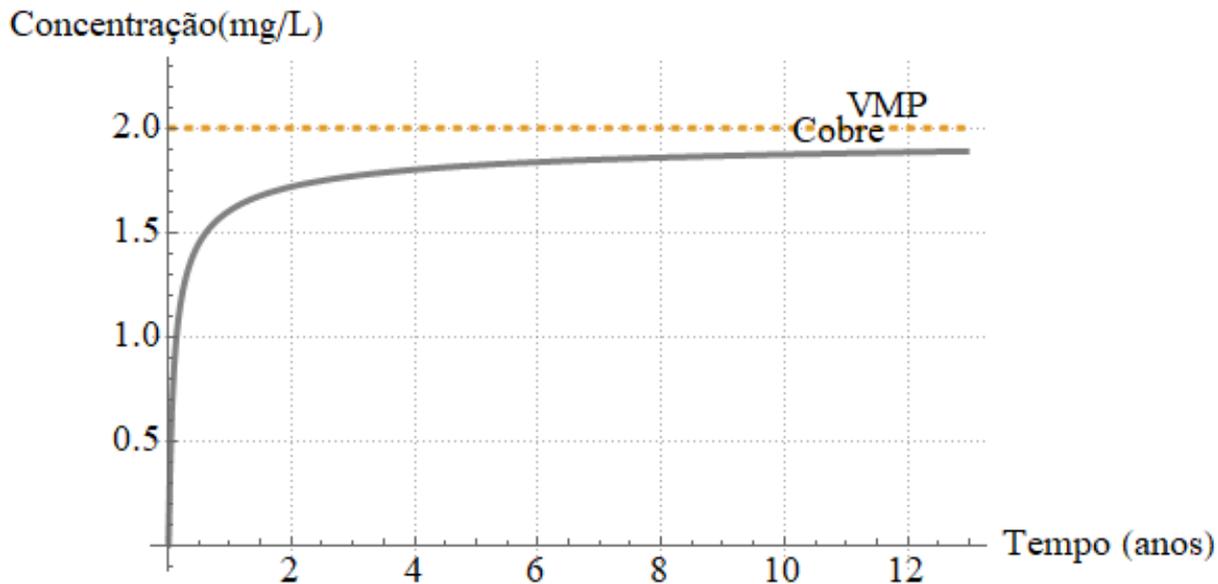


Figura 5.3 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cobre na geomembrana para uma concentração inicial de 2 mg/L.

O cobre é amplamente distribuído na natureza em estado livre e em sulfitos, arsenitos, cloreto e carbonatos. Em ambientes aquáticos, seu transporte se dá principalmente pela adsorção nos sedimentos e podem gerar prejuízos por ser um composto tóxico para seres aquáticos e bentônicos, gerando bioacumulação para os níveis tróficos mais altos.

5.1.3 Cloreto

Segundo Souto (2009), a concentração de cloreto em lixiviados gerados em aterros brasileiros varia de 500 a 3000 mg/L. Segato & Silva (2000) encontraram até 6600 mg/L de cloreto no lixiviado do aterro sanitário de Bauru, em São Paulo. Esse valor se altera de acordo com a fase de degradação em que o lixiviado se encontra, sua composição, diluição, entre outros fatores.

Os resultados do modelo do fluxo difusivo na GM para o íon cloreto pelo D_{GM} estimado por Rowe et al. (1995a) estão apresentados na Figura 5.4, enquanto o mesmo modelo para o D_{GM} calculado por Valadão et al. (2014) pode ser visto na Figura 5.5.

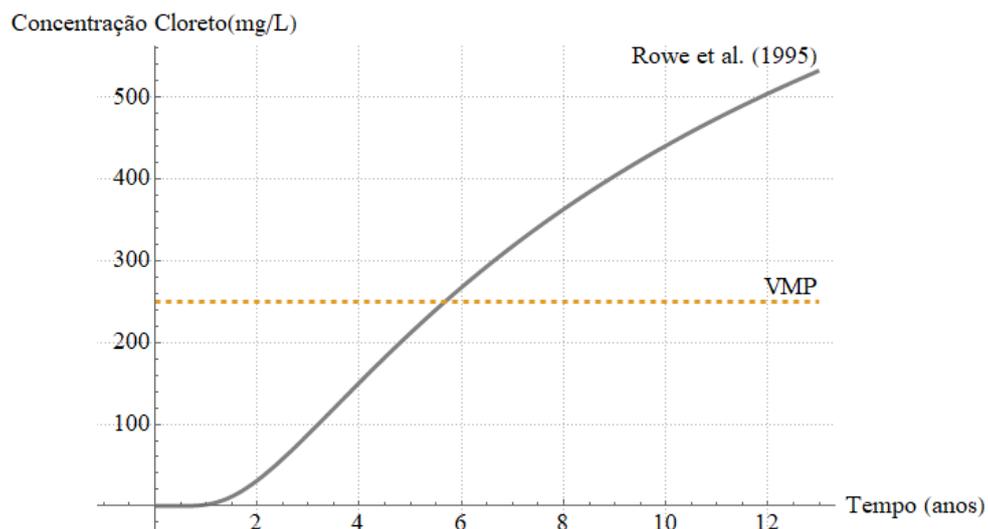


Figura 5.4 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cloreto pelo DGM de Rowe et al. (1995a).

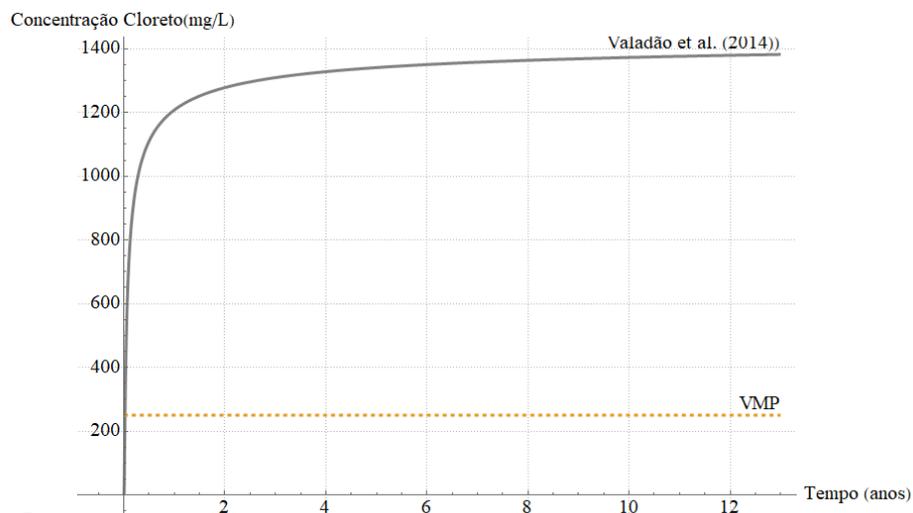


Figura 5.5 – Fluxo difusivo ao longo do tempo para o cloreto pelo DGM de Valadão et al. (2014).

É possível notar que, para os dois coeficientes de difusão estimados, o valor da concentração de cloreto que atravessou a geomembrana excedeu o limite exigido por norma dentro do tempo de vida útil do aterro.

As altas taxas de cloreto em águas para consumo humano acarretam sabor à água e possuem efeitos laxativos sobre o ser humano. Além disso, o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998) afirma que o cloreto é uma das principais substâncias que interferem na determinação da demanda química de oxigênio (DQO) da água, não sendo recomendado o método convencional para medir a DQO com concentrações de cloreto acima de 2000 mg/L. Outro efeito conhecido do íon cloreto é a corrosão e difusão sobre o concreto armado, acarretando danos às estruturas, como foi estudado por Freitas (2016) e Hoffman (2001). Já em águas superficiais, causam alterações na pressão osmótica de seres vivos aquáticos (CETESB, 2016).

Para o DGM determinado por Rowe et al. (1995a) e o lixiviado com concentração de 1450 mg/L de cloreto, o valor previsto em norma foi excedido em menos de 7 anos de funcionamento do aterro. Já para o DGM de Valadão et al. (2014), isso ocorreu em menos que 8 dias de operação do aterro sanitário.

Esse resultado permite que sejam feitas algumas hipóteses sobre os valores calculados e sobre a eficácia da geomembrana. A primeira é que os coeficientes difusivos estimados experimentalmente por esses autores possuem inexatidões nas hipóteses assumidas nos ensaios; no ajuste dos pontos computacionalmente ou até no modelo utilizado, que os levaram a valores subestimados. Assim, na realidade as geomembranas seriam barreiras eficazes, mas os valores estimados não representaram essa propriedade pelas condições experimentais. A segunda possibilidade é de que, assumindo que os coeficientes estão corretos, da ordem de 10^{-12} a 10^{-15} m²/s, e para altas concentrações de cloreto – acima de 1000 mg/L –, a geomembrana não fornece uma barreira segura contra a difusão do cloreto a longo prazo, permitindo a passagem de grandes concentrações do contaminante.

É importante mencionar que os experimentos responsáveis pelo ajuste das curvas e estimativa do D_{GM} duram um período muito curto em relação à vida útil do material que compõe a GM, de aproximadamente 4 anos até que ela perca significativamente suas propriedades (ROWE, SANGAM & LAKE, 2003). Logo, como a difusão molecular pela geomembrana é um processo lento e gradual, os resultados observados fornecem oscilações muito baixas nas concentrações,

o que torna muito difícil de ajustar uma curva representativa e permite alguns questionamentos sobre a validade dos resultados.

No experimento de Rowe et al. (1995a), explicado no item 4.1.2.1, os autores chegaram à conclusão de que a difusão do íon cloreto por uma GM de PEAD em 2,4 anos e para uma concentração inicial de 2000 a 2400 mg/L, era insignificante. Entretanto, a projeção do modelo difusivo com o valor de coeficiente de difusão estimado pelos autores indicou uma alta difusão molecular para os 13 anos simulados, chegando a passar mais de 35% da concentração inicial do contaminante nesse período.

Valadão et al. (2014), em seus estudos experimentais e matemáticos, concluíram que a geomembrana se mostrou ser uma barreira protetora contra o transporte de cloreto, para um ensaio de 120 dias e concentração de 1178 mg/L. Porém, para os mesmos dados de entrada e parâmetros encontrados nesse estudo, o modelo difusivo indicou a passagem de quase 68% do cloreto no final do período indicado. Assim, os resultados apresentados nas Figuras 5.4 e 5.5 apontam para a ineficácia de retenção da geomembrana ou que o ajuste de D_{GM} foi subestimado em relação à realidade, o que vai de encontro ao que foi concluído por esses autores.

5.1.4 Cádmi

O modelo do fluxo difusivo em GM para o cádmio está apresentado na Figura 5.6 (concentração x tempo). Os resultados indicam que, para as condições apresentadas e o D_{GM} estimado por Lacerda et al. (2014), a geomembrana foi capaz de conter o cádmio por todo o tempo simulado.

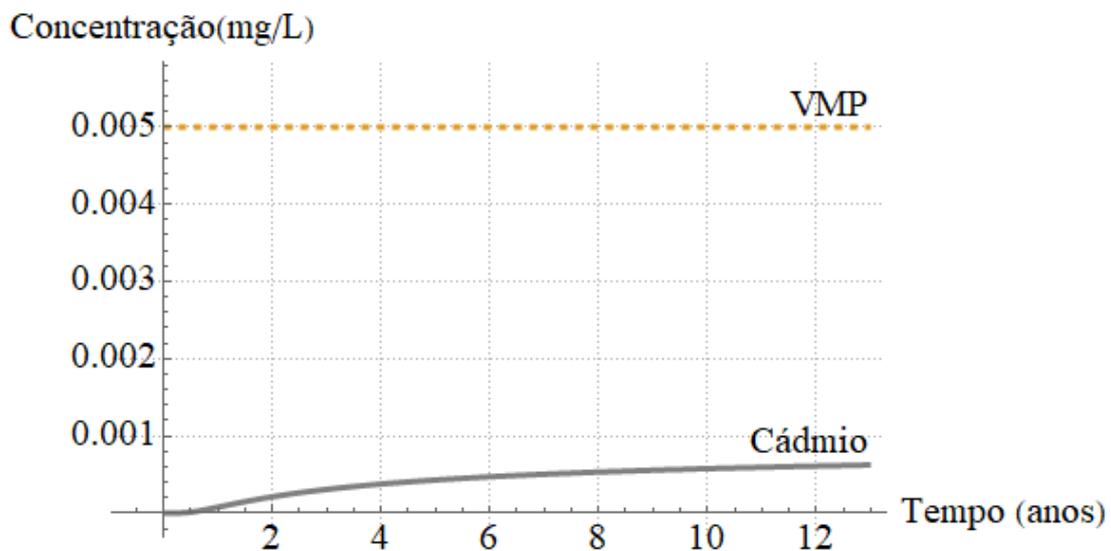


Figura 5.6 – Fluxo difusivo ao longo do tempo na geomembrana para o cobre em 13 anos.

Foi gerado outro modelo (Figura 5.7) simulando a concentração inicial do cádmio igual ao VMP (0,005 mg/L) e para um horizonte de 50 anos, considerando o período de monitoramento pós fechamento do aterro, que também deve respeitar às normas de qualidade.

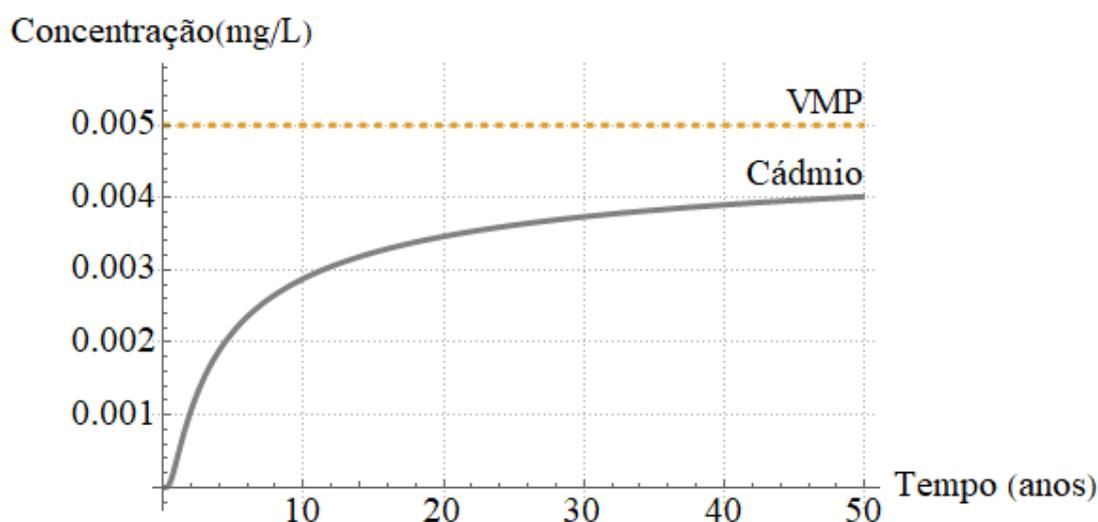


Figura 5.7 – Fluxo difusivo ao longo do tempo na geomembrana para o cobre em 50 anos.

O resultado dessa segunda simulação indica, novamente, que a geomembrana demonstrou ser eficaz na contenção desse composto metálico, pois sob as novas condições, também foi capaz de impedir a passagem de concentrações de cádmio acima do permitido. Essa conclusão converge com o estudo de Lacerda et al. (2014), que afirmaram que a geomembrana fornece uma barreira segura contra o cádmio e que esse metal, em comparação com o cobre e o cromo, possui a menor mobilidade dos três, para o ensaio com geomembrana.

5.2 Modelos dos ensaios de difusão pura em solos

5.2.1 Cromo

Os dados de Silveira (2014) relacionados ao ensaio de difusão pura para o cromo (Cr^{3+}) nas cinco concentrações iniciais, ajustados à solução da CCE e calibrados no espaço e no tempo tiveram os parâmetros de ajuste b e D_p^* (coeficiente de difusão com retardo) calibrados, como está representado na Tabela 5.1. Com intuito de avaliar a qualidade do ajuste das curvas do modelo da CCE aos dados observados, foi calculado o índice R^2 , como pode ser visto na Tabela.

Tabela 5.1 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cromo.

Cromo					
C_0 (mg/L)	250	500	1000	2000	4000
b	0,00419	0,00459	0,00393	0,00384	0,00389
D_p^* (m^2/s)	$1,47 \times 10^{-11}$	$8,46 \times 10^{-12}$	$3,90 \times 10^{-12}$	$2,60 \times 10^{-12}$	$2,19 \times 10^{-12}$
R^2	0,987	0,992	0,990	0,992	0,992

Além disso, para cada concentração inicial ensaiada pelo autor, os dados experimentais foram plotados em uma superfície que relaciona a concentração, a espessura e o tempo. O gráfico para concentração inicial de 250 mg/L está representado na Figura 5.8, enquanto os gráficos das concentrações 500, 1000, 2000 e 4000 mg/L se encontram no Apêndice C.

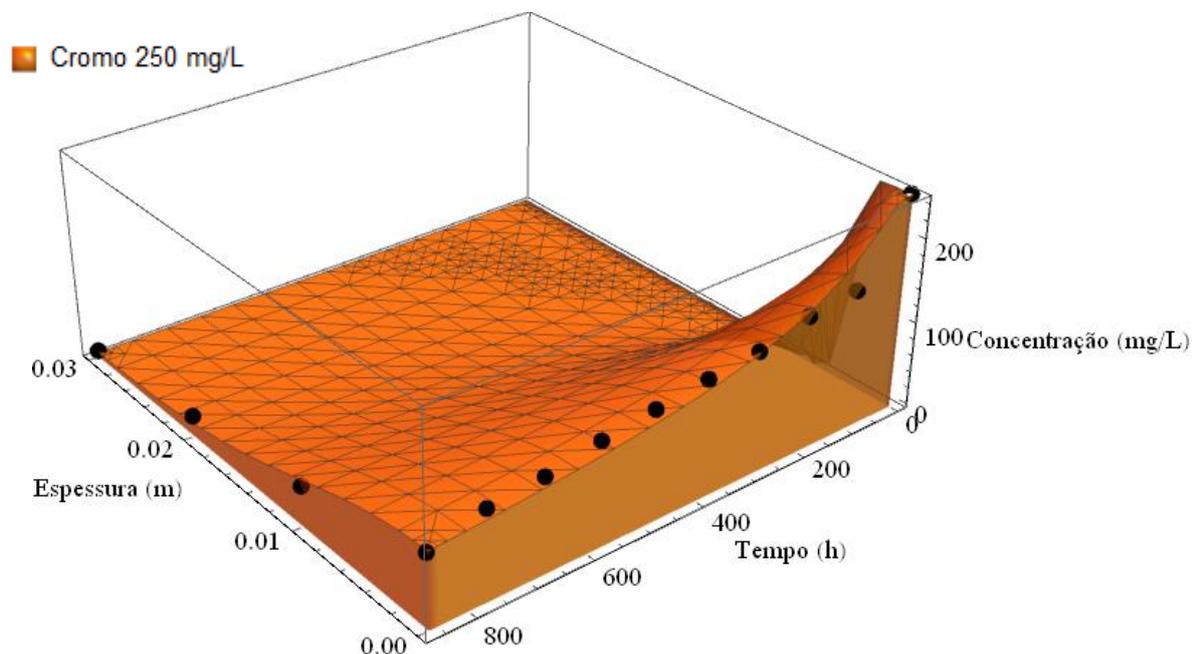


Figura 5.8 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cromo (250 mg/L).

A forma de visualização em três dimensões garante uma melhor interpretação dos ensaios realizados em laboratório (FONSECA, 2017). Na Figura 5.8 há um nítido decréscimo da concentração do contaminante ao longo da espessura do corpo de prova, uma vez que a difusão molecular da substância ocorre ao longo da profundidade do *liner* e é maior no topo, onde há um contato direto com o contaminante. Além disso, o decaimento da concentração acima do corpo de prova ao longo do tempo confirma que o contaminante é transferido gradualmente para o solo. Como nesse ensaio é assumido que o mecanismo de transporte predominante é a difusão molecular, visto que a permeabilidade do *liner* compactado é muito baixa, então pode-se inferir que a difusão é responsável por provocar o decaimento da concentração do contaminante no topo da superfície. Vale lembrar que, pela dificuldade de separar os fenômenos experimentalmente, a sorção molecular é estimada conjuntamente com a difusão, por meio do coeficiente de difusão com retardo.

Embora o coeficiente de difusão molecular seja uma constante que depende do contaminante avaliado, os resultados indicam uma variação nas estimativas dos D_p^* para cada concentração de cromo ensaiada. Isso pode ser explicado pelas dificuldades de reprodução das mesmas

condições em cada amostra, de execução do fatiamento e retirada da solução intersticial do solo ou até pela precisão do método. Apesar disso, os resultados encontrados para as concentrações acima de 250 mg/L foram bastante similares.

A faixa de valores encontrados para a difusão molecular com retardo do cromo foi igual a $1,5 \times 10^{-11}$ a $2,2 \times 10^{-12}$ m²/s. Paz (2015) estimou valores na ordem de 10^{-13} m²/s para o mesmo ensaio pela proposta da camada contaminada equivalente ajustada em relação ao tempo, enquanto Silveira (2014) encontrou, pelo ajuste do programa POLLUTE, valores na ordem de 10^{-12} m²/s.

Os valores encontrados para o parâmetro “b” no ajuste variaram de 3 milímetros a 2 centímetros, conforme o esperado, visto que estes correspondem à espessura de solo que apresenta a mesma resistência à difusão que a solução contaminante, assim como foi discutido em Paz (2015).

Os coeficientes de determinação indicam que o modelo se ajustou bem aos dados observados, pois, com exceção do ensaio para 250 mg/L, situaram-se acima de 0,99. Como o procedimento de calibração dessa superfície é realizado tanto no espaço, quanto no tempo, é possível visualizar o ajuste dos pontos também em curvas bidimensionais. A Figura 5.9 abaixo representa esses ajustes, e relacionam o tempo, em horas, e as concentrações medidas no reservatório (na parte superior do corpo de prova).

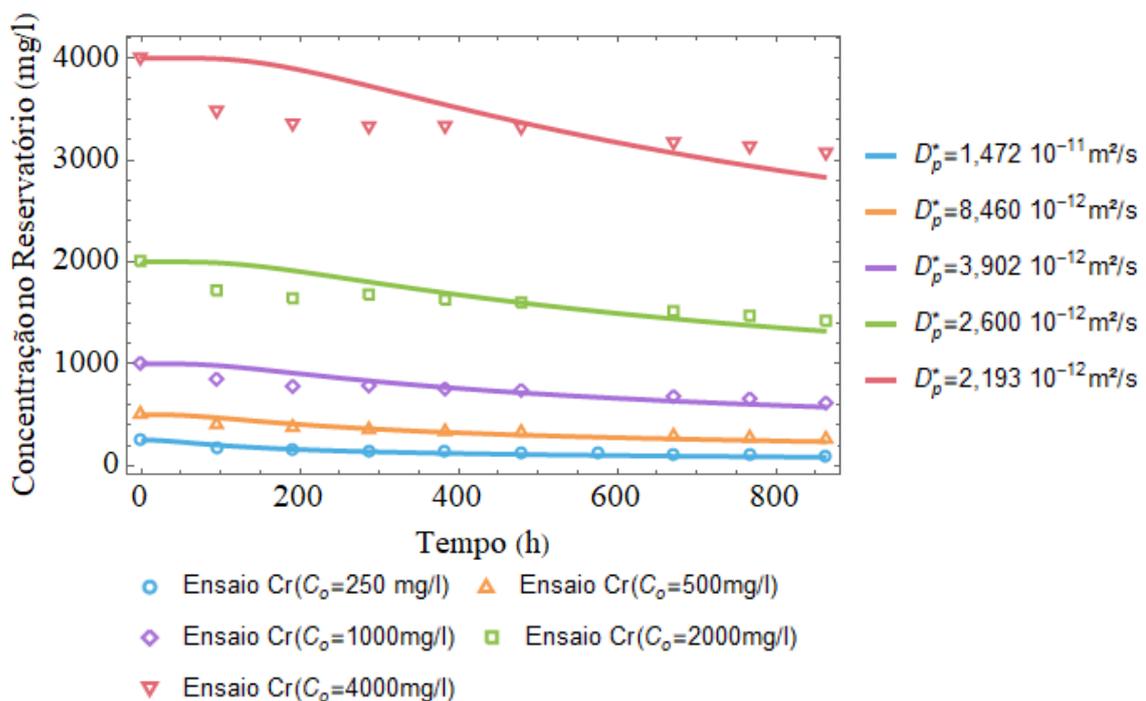


Figura 5.9 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o cromo.

5.2.2 Cobre

Os parâmetros de calibração e verificação do modelo para todas as concentrações ensaiadas por Gurjão (2005) estão representados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cobre.

Cobre					
C₀ (mg/L)	50	100	200	400	800
b	0,000122	0,00176	0,00285	0,00362	0,00268
D_p* (m²/s)	6,83 x 10 ⁻¹⁵	2,19 x 10 ⁻¹²	1,98 x 10 ⁻¹²	1,18 x 10 ⁻¹²	3,68 x 10 ⁻¹²
R²	0,994	0,966	0,989	0,996	0,969

Os valores encontrados para o coeficiente de difusão molecular do cobre situaram-se entre 10⁻¹² e 10⁻¹⁵ m²/s. Entretanto, segundo Gurjão (2005), para 50 mg/L, em alguns casos, os valores de concentração na água intersticial do corpo de prova são muito baixos, dificultando o ajuste e a determinação de parâmetros. Dito isso, a autora calculou pelo POLLUTE apenas o coeficiente difusivo para a concentração de 100 mg/L, resultando em um valor entre 1,33 x 10⁻¹¹ e 9,59 x 10⁻¹² m²/s, juntamente com a sorção.

Em relação ao coeficiente de determinação, estes se encontraram acima de 0,9 e indicam um bom ajuste do modelo aos dados experimentais. Apesar dos relatos em literatura da dificuldade de ajuste, as concentrações mais baixas e mais altas também obtiveram coeficientes R² satisfatórios, confirmando as vantagens do modelo da CCE e do calibrador tridimensional.

O ajuste do modelo aos dados pode ser visualizado pela Figura 5.10, que representa as curvas ajustadas para cada concentração ensaiada ao longo do tempo e os resultados encontrados.

Já os resultados do ensaio de difusão pura para a concentração de 200 mg/L podem ser vistos na Figura 5.11. As demais concentrações ensaiadas podem ser vistas no Apêndice C. É perceptível o mesmo comportamento de decréscimo da concentração ao longo do tempo e da profundidade do solo, que se traduz no fluxo difusivo ao longo do meio poroso.

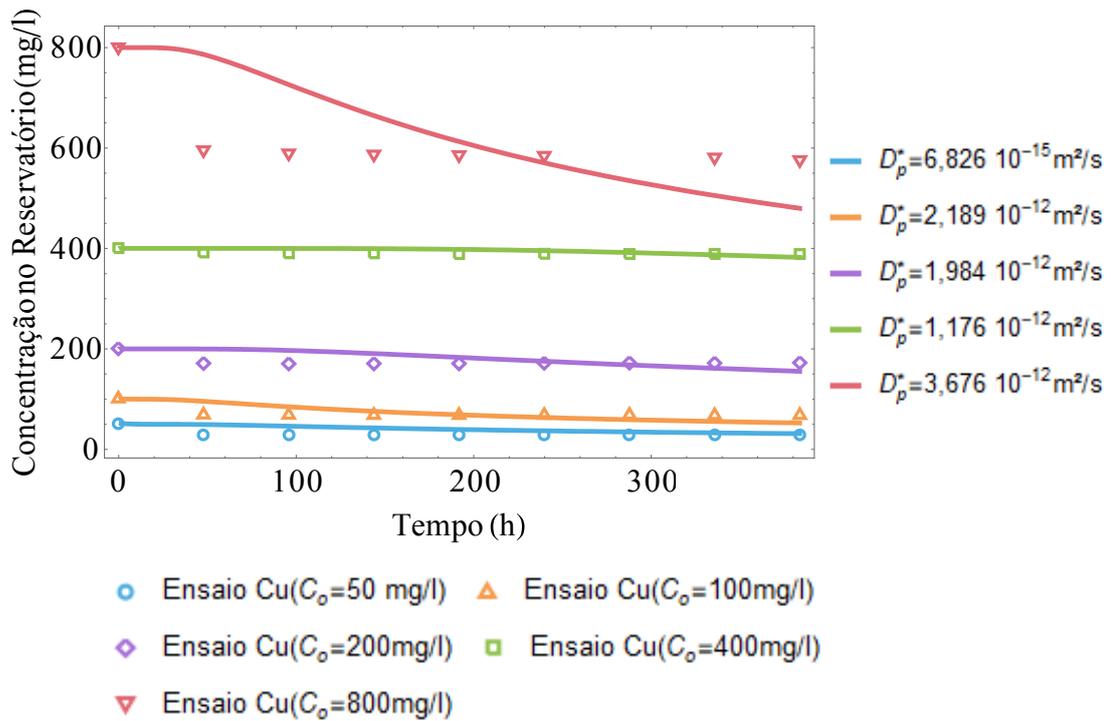


Figura 5.10 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o cobre.

A Figura 5.11 representa a superfície do modelo ajustado aos dados experimentais de difusão pura obtidos dos ensaios realizados por Gurjão. Nota-se um decrescimento da concentração do cobre ao longo do tempo e da profundidade de solo, que configura uma comprovação da transferência da substância para o *liner* de solo por difusão molecular e sorção.

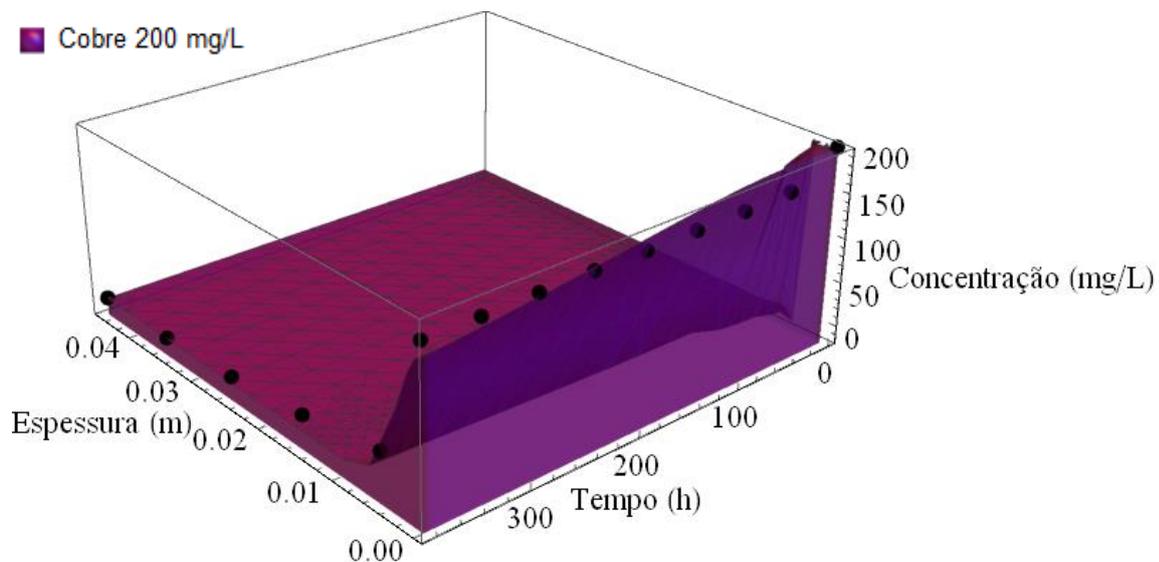


Figura 5.11 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cobre (200 mg/L).

5.2.3 Cloreto

Os resultados dos coeficientes ajustados b , D_p^* e R^2 para a concentração ensaiada por Ritter (1998) e já ajustados previamente por Fonseca (2017), estão expressos na Tabela 5.3 abaixo.

Tabela 5.3 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cloreto.

Cloreto	
C_0 (mg/L)	1472,5
b	0,0205
D_p^* (m^2/s)	$5,03 \times 10^{-10}$
R^2	0,995

O cloreto é um tipo de contaminantes extremamente problemático em aterros sanitários. Isso porque, além de suas concentrações em resíduos sólidos serem elevadas e variarem enormemente de acordo com a fase de degradação do resíduo, essas substâncias têm a característica de serem solutos não reativos, como foi classificado por Ritter (1998). Santos et al. (2006), em seus estudos sobre a adsorção desse composto em solos tropicais, confirmou a alta mobilidade do íon e sua baixa adsorção nos grãos do meio poroso.

Dito isso, o cloreto não sofre com o retardo devido à sorção ao longo do transporte no meio poroso, possuindo, então, K_d igual a zero e coeficiente de retardo R igual a 1. Isso faz com que o coeficiente difusivo, que é estimado sobre o retardo (D^*/R), seja consideravelmente maior do que os solutos considerados reativos, que possuem $R > 1$.

O valor estimado de $5,03 \times 10^{-10} m^2/s$ foi idêntico ao valor ajustado por Fonseca (2017), que propôs o calibrador tridimensional desse ensaio, confirmando a validade da metodologia proposta. Os demais parâmetros também estão em conformidade com o que foi encontrado previamente.

Os resultados dos pontos experimentais e do modelo calibrado pode ser visto na Figura 5.12, enquanto a visualização em duas dimensões (concentração e tempo) das curvas ajustadas está expressa na Figura 5.13.

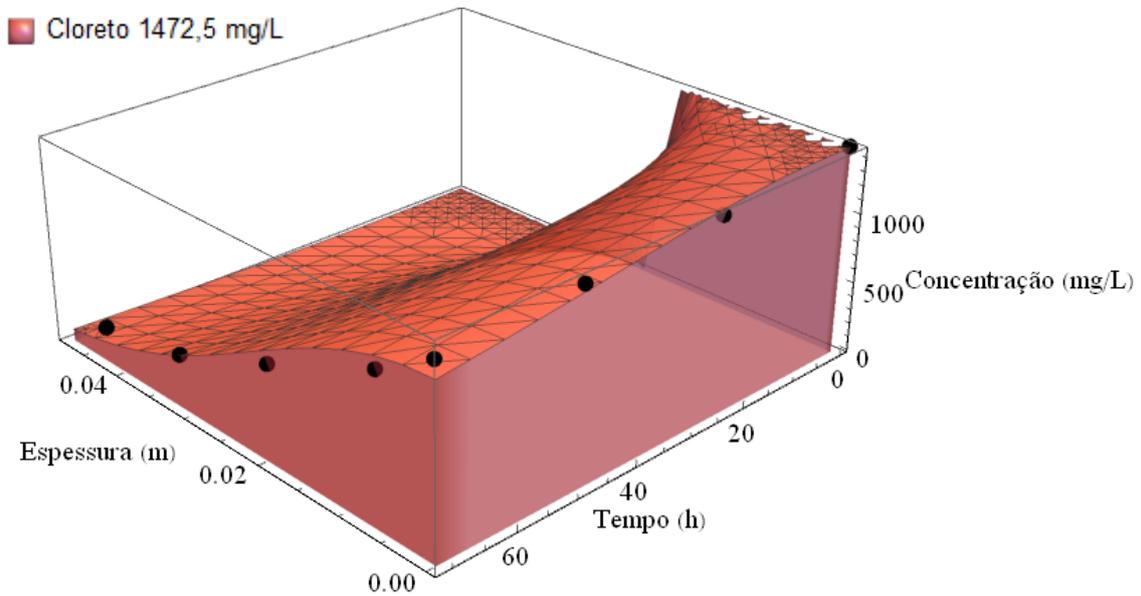


Figura 5.12 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cloreto (1472,5 mg/L).

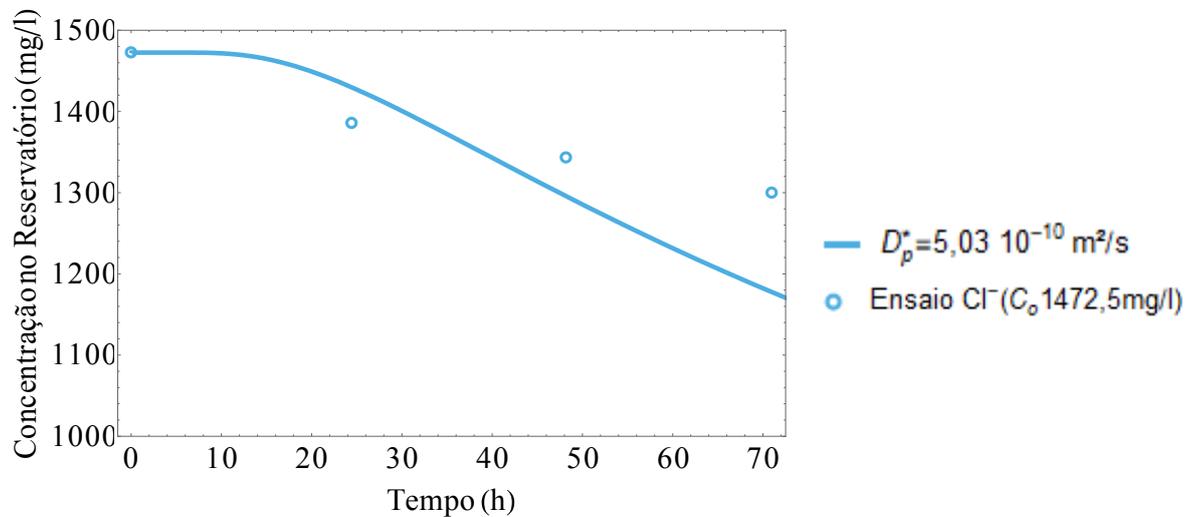


Figura 5.13 – Curva de ajuste do modelo de difusão pura para o cloreto.

5.2.4 Cádmi

Os resultados para os coeficientes de ajuste referentes ao cádmio, provenientes dos ensaios de Boscov (1997), estão listados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o cádmio.

Cádmi			
C_0 (mg/L)	0,5	0,6	1,2
b	0,00218	0,00135	0,00126
D_p^* (m ² /s)	$1,30 \times 10^{-12}$	$1,98 \times 10^{-12}$	$5,728 \times 10^{-13}$
R^2	1,00	1,00	1,00

Os valores de coeficiente difusivo encontrados, da ordem de 10^{-13} a 10^{-12} m^2/s , indicam, novamente, que há uma divergência nos coeficientes em relação à concentração usada no experimento. Apesar disso, os valores mantiveram-se dentro do que já foi encontrado no estudo e apresentaram máximo ajuste do modelo aos pontos experimentais.

Os resultados dos valores dos ensaios de difusão pura, para uma concentração de cádmio igual a 0,6 mg/L, podem ser vistos na Figura 5.14, enquanto para as demais concentrações se encontram no Apêndice C. A Figura 5.15 representa o ajuste da curva modelada aos pontos experimentais em duas dimensões.

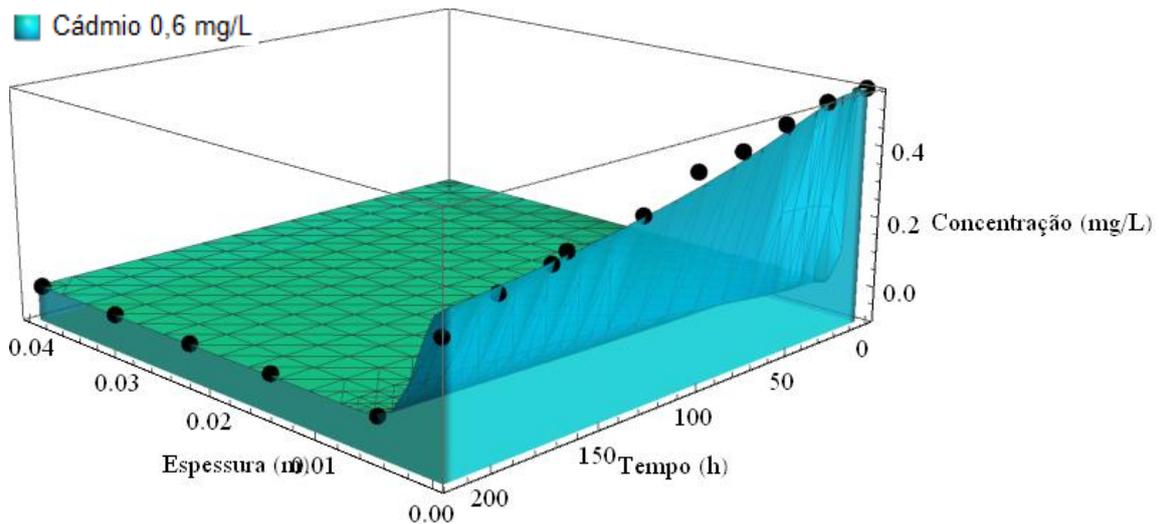


Figura 5.14 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o cádmio (0,6 mg/L).

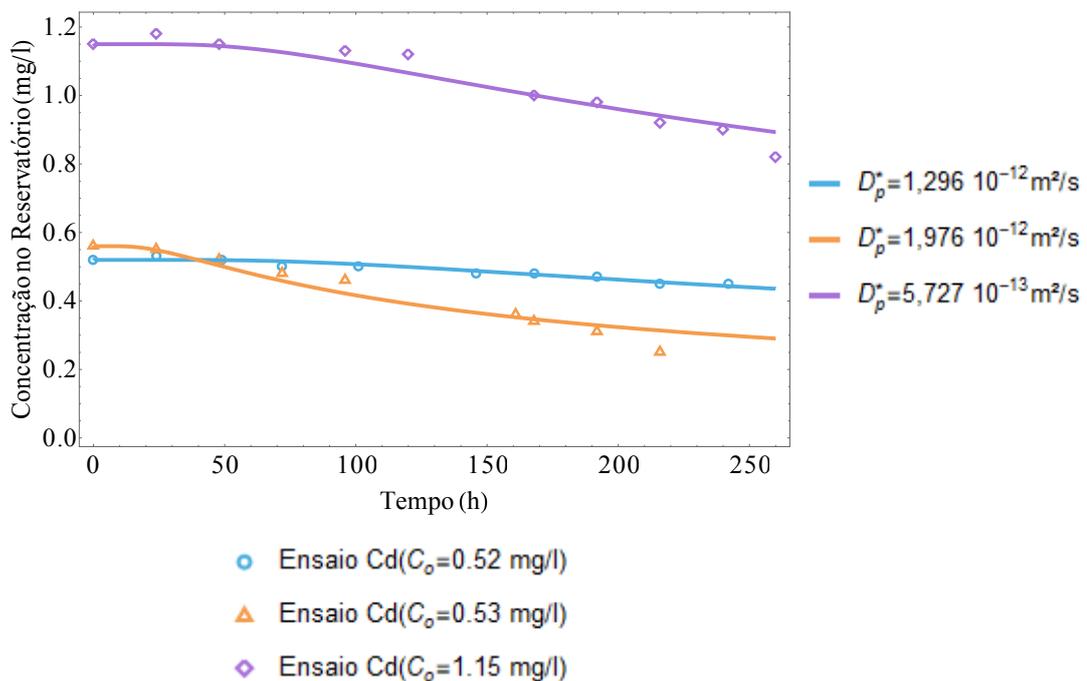


Figura 5.15 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o cádmio.

5.2.5 Níquel

Os resultados de D_p^* encontrados para as três concentrações ensaiadas por Silveira (2014) para o níquel (Tabela 5.5) demonstram a mesma ordem de grandeza para todas as concentrações ensaiadas, conforme é esperado, uma vez que o coeficiente difusivo é uma constante que depende do material e do contaminante. Os demais parâmetros também se encontram dentro do esperado e os coeficientes de determinação indicam um bom ajuste aos dados observados.

Tabela 5.5 – Resultados dos ajustes dos ensaios de difusão pura para o níquel.

Níquel			
C_0 (mg/L)	1000	2000	4000
b	0,00203	0,00270	0,00285
D_p^* (m ² /s)	$6,360 \times 10^{-12}$	$3,801 \times 10^{-12}$	$2,591 \times 10^{-12}$
R²	0,994	0,999	1,00

A superfície ajustada aos pontos dos ensaios referentes à concentração de 2000 mg/L pode ser vista na Figura 5.16 abaixo, que evidencia o decaimento da concentração no reservatório e ao longo da profundidade do solo, indicando o transporte por difusão molecular.

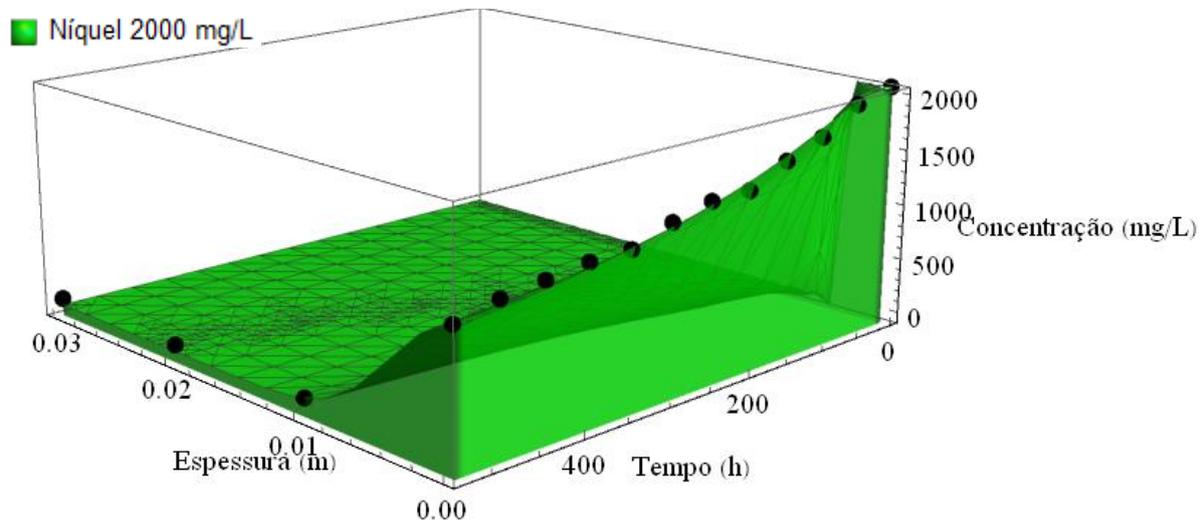


Figura 5.16 – Ajuste tridimensional dos ensaios de difusão pura para o níquel (2000 mg/L).

O ajuste da curva aos dados observados de concentração ao longo do tempo para todas as concentrações está expresso na Figura 5.17, a qual indica um bom ajuste aos dados.

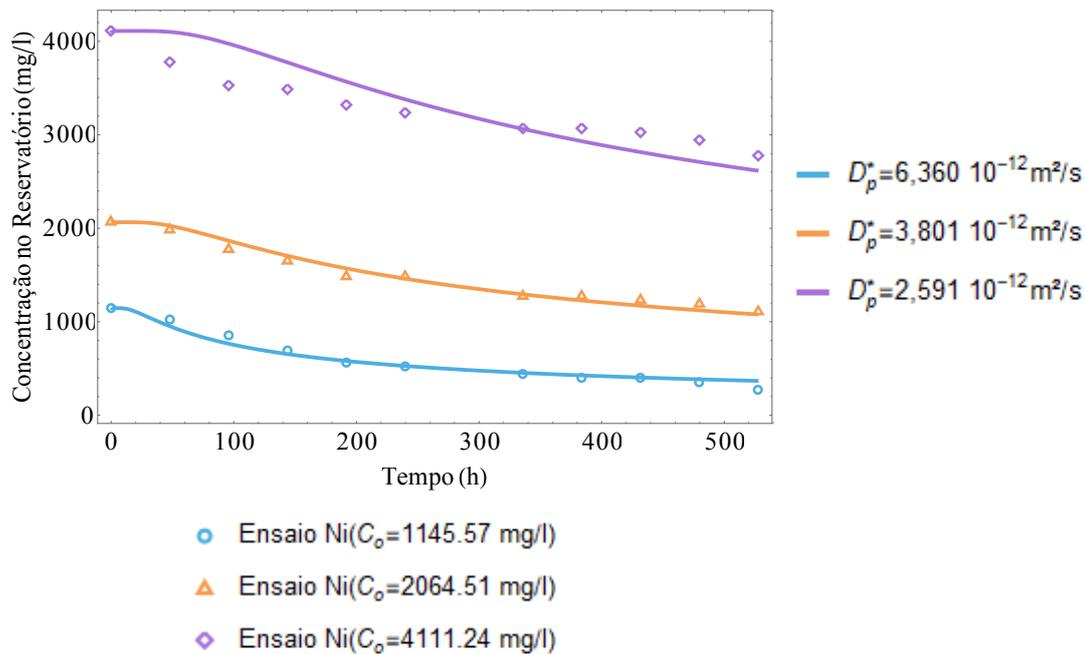


Figura 5.17 – Curvas de ajuste do modelo de difusão pura para o níquel.

5.3 Estudo de caso – Modelos de fluxo difusivo para o *liner* de solo do ASB

A partir dos coeficientes de difusão encontrados no item 5.2 para cada contaminante, o modelo difusivo foi gerado com base em um *liner* de solo de 1,5 m e vida útil de 13 anos, representando o Estudo de caso do Aterro Sanitário de Brasília. Além disso, no modelo é considerado que o tempo se inicia com a data das análises presentes na Tabela 4.1, que apresentou dados de concentrações iniciais no lixiviado para cada substância. Portanto, o valor de $t = 0$ na curva representa os anos de 2018 – 2019 e o horizonte de previsão termina em 2031 – 2032.

5.3.1 Cromo

As Figuras 5.18 e 5.19, que representam, respectivamente, a concentração de cromo ao longo da espessura do solo e a concentração que atravessa o *liner* ao longo dos anos, indicam que o solo foi capaz de reter todo o contaminante para as condições simuladas.

É possível notar que, tanto ao longo de toda a vida útil simulada, quanto ao final da espessura do solo do ASB, as concentrações de cromo permaneceram abaixo dos valores máximos permitidos, demonstrando a eficiência de retenção do solo.

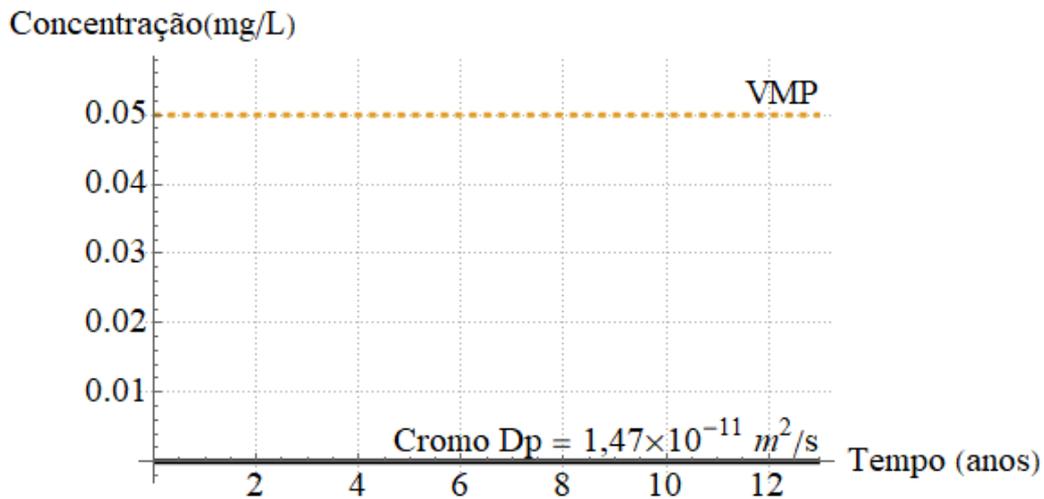


Figura 5.18 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cromo.

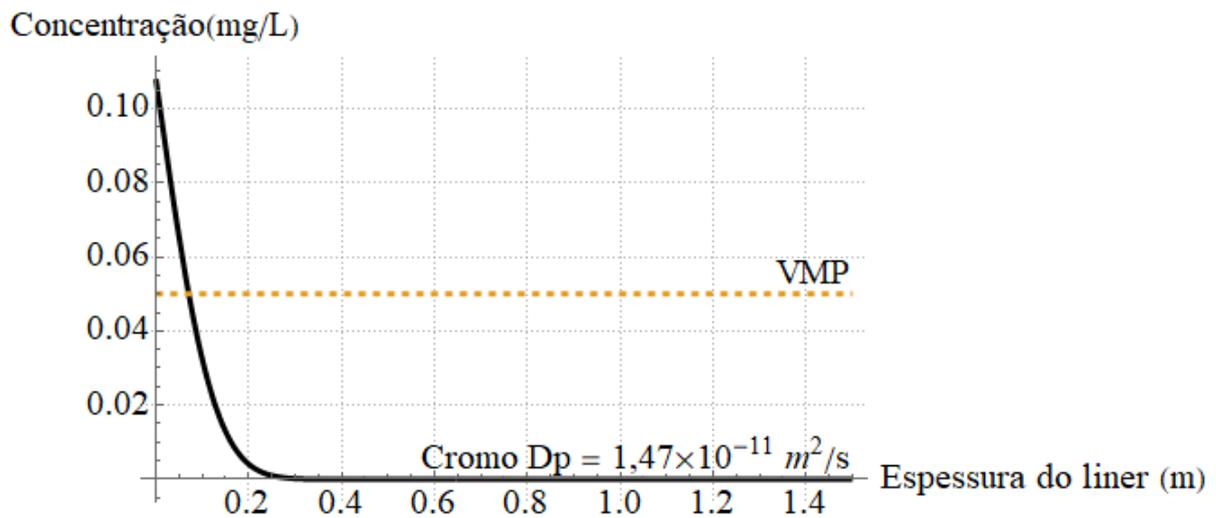


Figura 5.19 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cromo.

Esse resultado coloca em pauta a necessidade de uso da geomembrana como complemento na camada de fundo do aterro, pois, enquanto foi demonstrado que o cromo atravessou a membrana por difusão molecular, o solo comprovou ser eficiente na contenção desse contaminante. Assim, o custo com a obra, as dificuldades de instalação, solda, manutenção e os cuidados com furos e rasgos poderiam ser dispensados, uma vez que o *liner* simples de solo atestou ser suficientemente seguro.

Além disso, é perceptível que o cromo atravessou por difusão molecular apenas os 20 cm iniciais de solo nos 13 anos simulados. Nesse sentido, o modelo também permitiu a visualização do avanço da pluma de contaminação ao longo do tempo e da espessura do solo, que pode ser útil no dimensionamento do *liner* e em modelos de projeção para o futuro.

5.3.2 Cobre

Os resultados do modelo difusivo para o cobre a partir do coeficiente de difusão com sorção ajustado estão expressos nas Figuras 5.20 e 5.21.

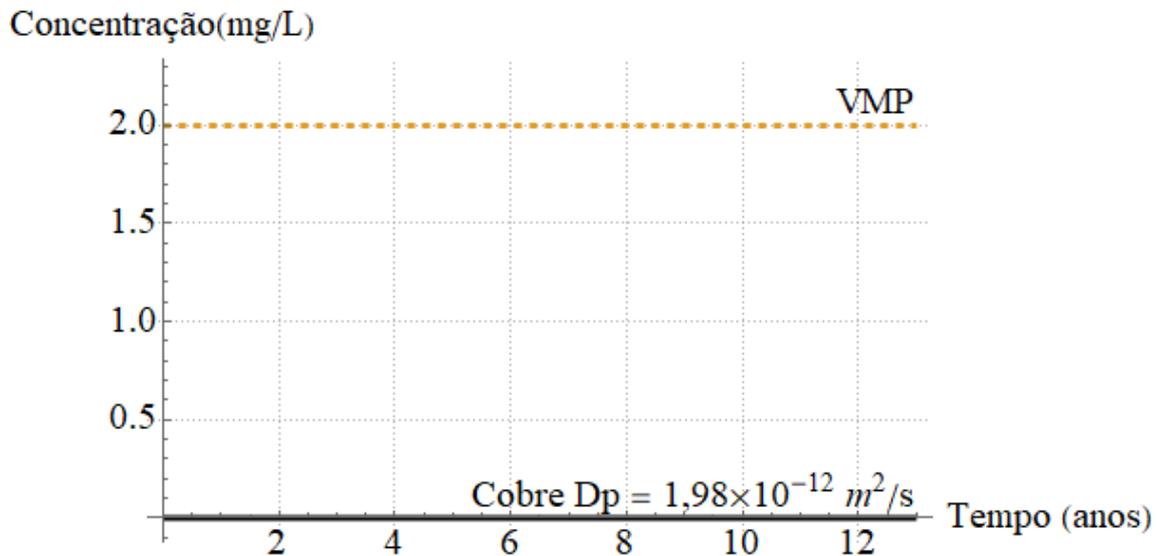


Figura 5.20 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cobre.

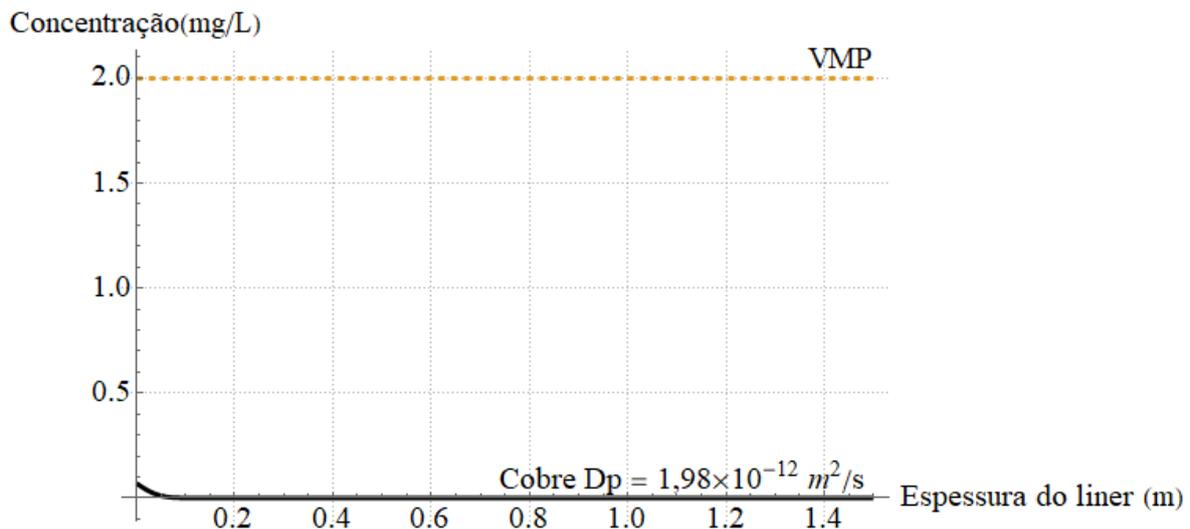


Figura 5.21 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cobre.

Mais uma vez, o *liner* de solo mostrou-se eficiente na retenção do contaminante. Isso demonstra a eficácia da barreira de impermeabilização formada por solo compactado, que evitou o transporte de cobre por difusão e garantiu o atendimento à legislação. Esse modelo pode ser útil no dimensionamento da espessura da camada de fundo necessária para o aterro de modo a otimizá-la, mantendo a segurança de contenção. Nesse caso, o modelo deveria ser aplicado a todos as substâncias presentes no lixiviado, para garantir que nenhum contaminante não estudado seja capaz de atravessar o *liner* e ultrapassar os limites de qualidade.

5.3.3 Cloreto

Os resultados da difusão no solo para o cloreto (Figuras 5.20 e 5.21) também demonstram que, durante a vida útil do aterro, não houve a passagem de contaminante acima dos limites de qualidade previsto em lei. Apesar de o cloreto possuir alta mobilidade, o que foi confirmado pelo coeficiente difusivo ajustado e pela passagem do contaminante pela geomembrana, o solo mostrou-se eficaz na retenção da substância. A alta mobilidade do cloreto pode ser confirmada pela concentração ao longo da profundidade do *liner*, que indicou que houve uma penetração do contaminante até quase 1m de solo. Logo, durante o projeto, a espessura de solo dimensionada deve ser suficiente para impedir que a passagem de contaminante pela camada projetada.

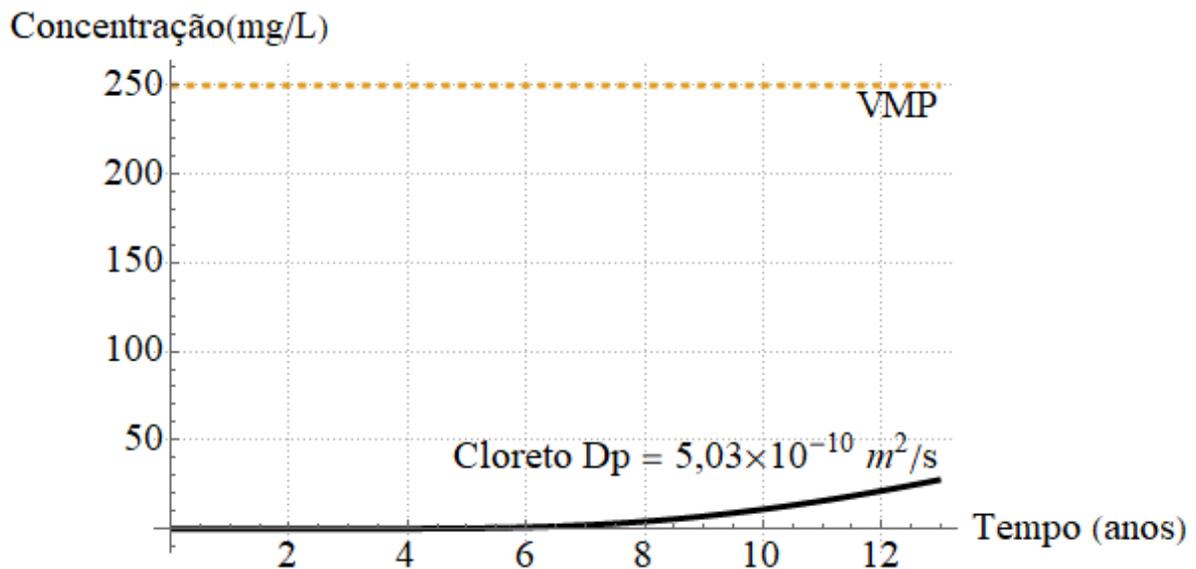


Figura 5.22 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cloreto.

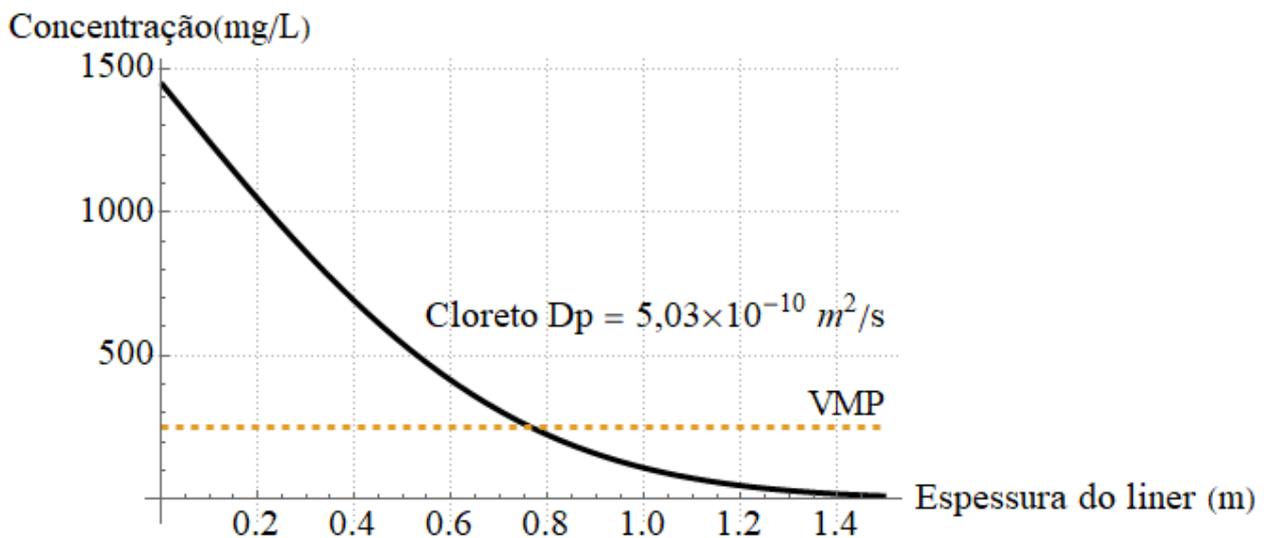


Figura 5.23 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cloreto.

5.3.4 Cádmi

Os resultados do modelo difusivo para o cádmio a partir do coeficiente de difusão com sorção ajustado estão expressos nas Figuras 5.24 e 5.25.

Os dados indicam que o *liner* de fundo foi capaz de reter o transporte de cádmio por fluxo difusivo ao longo do tempo e de sua espessura. Sendo assim os limites de qualidade impostos pela lei de águas subterrâneas são respeitados, como pode ser confirmado pelos dados da Tabela 4.2, que indicam que não há contaminação do lençol freático do ASB por cádmio.

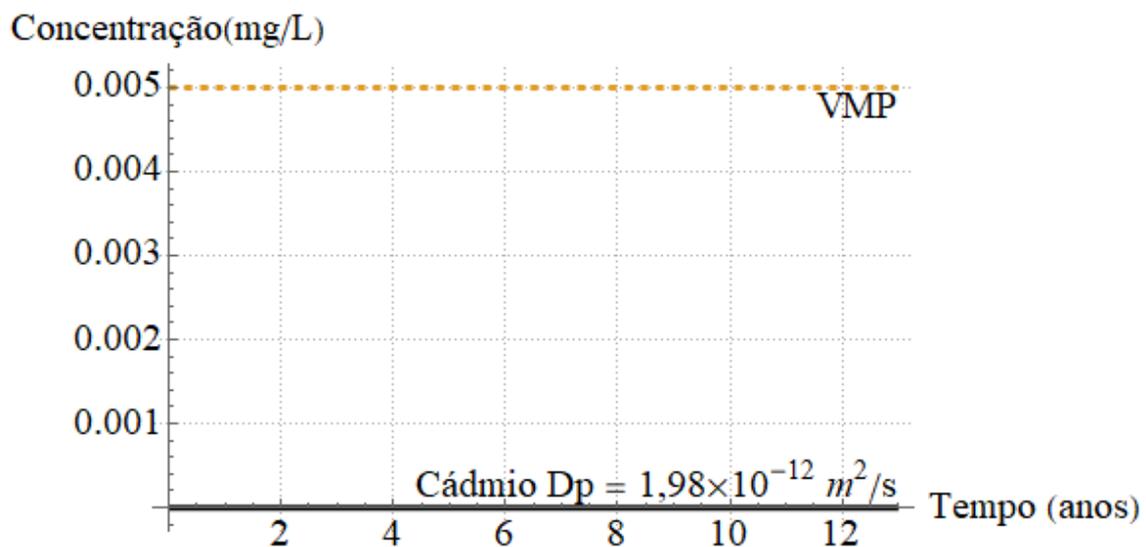


Figura 5.24 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o cádmio.

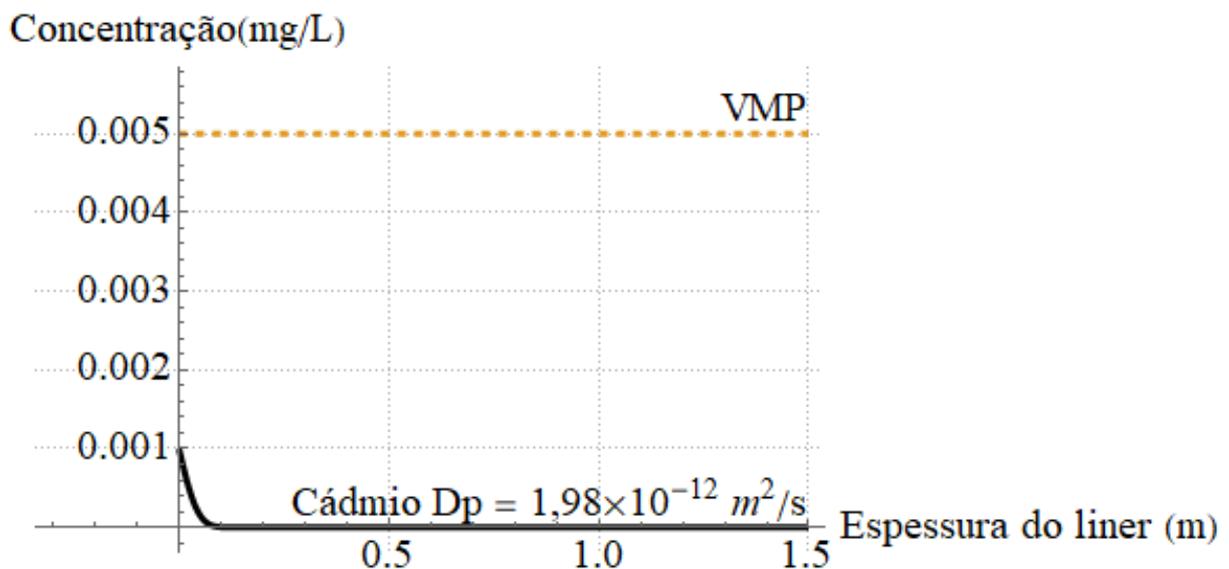


Figura 5.25 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o cádmio.

5.3.5 Níquel

O níquel e seus compostos são utilizados em galvanoplastia, na fabricação de aço inoxidável, manufatura de baterias Ni-Cd, moedas, pigmentos, entre outros usos (CETESB, 2016). O ASB possui apenas um dado de concentração de níquel nas águas subterrâneas, correspondente ao ano de 2016, que indica uma possível fonte de contaminação das águas. Apesar disso, as Figuras 5.26 e 5.27 demonstram a capacidade de retenção desse metal pelo *liner* de solo, visto que as concentrações limites de qualidade não foram ultrapassadas durante a vida útil do aterro.

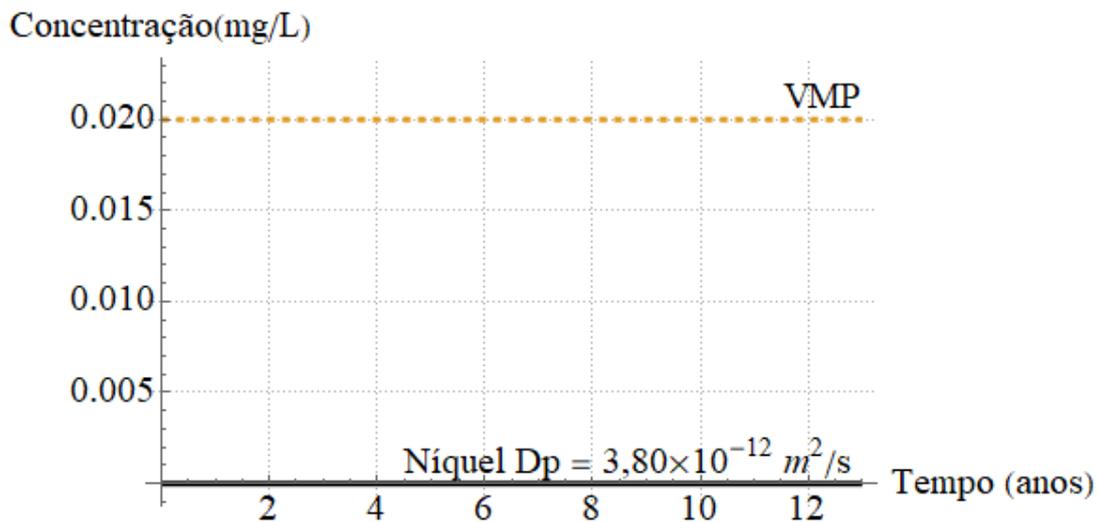


Figura 5.26 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo do tempo para o níquel.

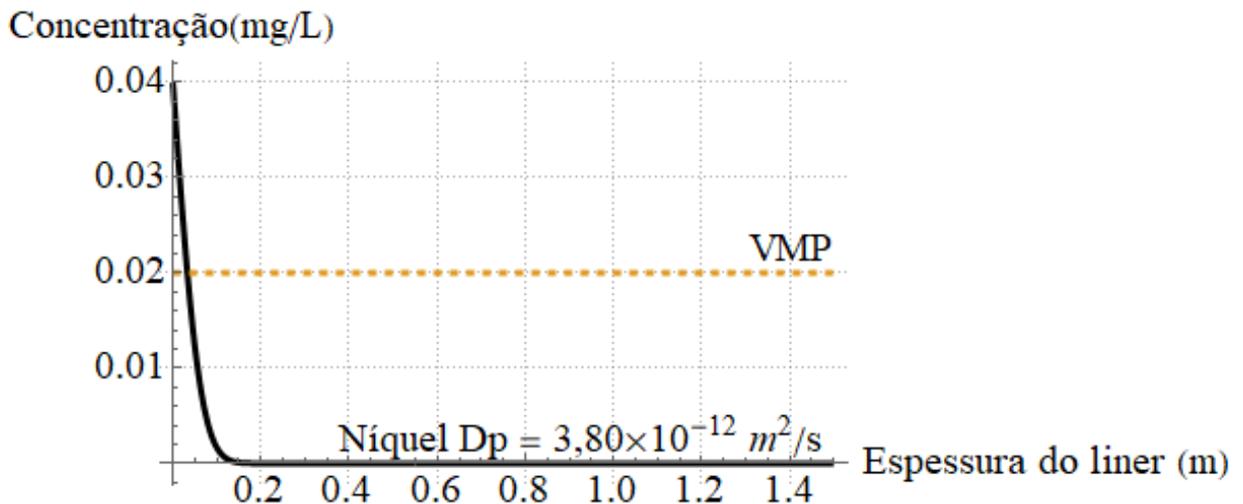


Figura 5.27 – Fluxo difusivo no solo do ASB ao longo da espessura para o níquel.

6 CONCLUSÕES

Com base nas concentrações de cromo, cloreto, cádmio e cobre do lixiviado característico de Brasília/DF, em um tempo que representa a vida útil do Aterro Sanitário de Brasília de 13 anos e pautando-se nos limites de qualidade para águas subterrâneas normatizados pela Conama nº 396/2008, foi possível gerar modelos de fluxo difusivo em geomembranas e avaliar sua eficiência na retenção desses contaminantes. Os dados do coeficiente difusivo nas geomembranas foram tirados de estudos que conduziram ensaios de difusão e ajustaram esse parâmetro. Além disso, as geomembranas usadas nas simulações foram de polietileno de alta densidade de 2mm de espessura e o modelo de fluxo difusivo empregado foi a segunda lei de Fick. A partir desses resultados, foi concluído que:

- A geomembrana reteve o fluxo difusivo de cobre e cádmio ao longo dos 13 anos simulados;
- A geomembrana também se mostrou eficaz na retenção de cobre e cádmio em projeções feitas para um horizonte de 50 anos e para cenários de aumento das concentrações dos metais no lixiviado;
- A geomembrana não foi capaz de conter o cloreto e o cromo, que ultrapassaram os valores de intervenção dentro dos 13 anos simulados;
- Os dados do monitoramento de cromo do Aterro Sanitário de Brasília indicaram contaminação por cromo entre 2016 e 2018, confirmando que houve alguma falha na impermeabilização desse metal.

Além disso, para tempos maiores, a durabilidade da GM também exerce grande influência na passagem de contaminantes, além do transporte difusivo que foi analisado. Um ensaio de poucos anos ou meses não é suficiente para simular a degradação e o envelhecimento da geomembrana. Estudos de Rowe, Sangam & Lake (2003) comprovaram que as geomembranas sofrem alterações significativas em suas propriedades com o passar do tempo, como o coeficiente de permeabilidade e suscetibilidade ao aparecimento de furos e rasgos. Os autores concluíram em análises de uma GM de PEAD da impermeabilização de uma lagoa de lixiviado por 14 anos, que a geomembrana provavelmente deixou de ser eficaz como barreira de contaminantes para espécies iônicas entre 0 e 4 anos após a instalação.

Além do tempo de ensaio, as condições ambientais às quais as geomembranas são submetidas nos experimentos possuem divergências em relação à realidade de um local de deposição de resíduo. Não são consideradas oscilações na temperatura; as reações químicas e biológicas que

ocorrem na degradação da matéria orgânica e principalmente a carga hidráulica acima da geomembrana, que está localizada ao fundo do aterro. No ASB, sobre a geomembrana, os resíduos, as camadas superiores de cobertura chegam a 25 m no final da operação da célula. Além disso, os equipamentos como tratores e caminhões circulam diariamente sobre a célula de deposição, exercendo tensões consideráveis.

Portanto, é comprovado por este e outros estudos que a eficiência da geomembrana na contenção de íons por difusão molecular não é satisfatória para todas as espécies de contaminantes presentes nos lixiviados. Assim, sugere-se analisar o desempenho da geomembrana para cada substância analisada no lixiviado antes de tomar a decisão de usá-la como impermeabilizante na camada de fundo de aterros, uma vez que, segundo a ABETRE (2009), o custo da impermeabilização corresponde a quase 17% da fase de implantação do projeto.

Em relação ao modelo que ajusta os coeficientes difusivos com sorção (D_p^*/R) para ensaios de difusão pura em solos pela solução da Camada Contaminada Equivalente de Paz (2015) e pela metodologia de ajuste tridimensional de Fonseca (2017), foram alcançados os seguintes resultados:

- As faixas encontradas de coeficientes de difusão molecular com sorção para cada contaminante foram: cromo - $1,5 \times 10^{-11}$ a $2,2 \times 10^{-12}$; cobre - $1,2 \times 10^{-12}$ a $6,8 \times 10^{-15}$; cloreto - $5,0 \times 10^{-10}$; cádmio - $1,3 \times 10^{-12}$ a $5,7 \times 10^{-13}$ e níquel - $2,6 \times 10^{-12}$ a $6,4 \times 10^{-12}$ m²/s;
- O cloreto, por ser um soluto não reativo, obteve o maior coeficiente de difusão molecular;
- Apesar de haver variação para cada concentração de contaminante ensaiada, os resultados ajustados mantiveram certa ordem de grandeza para cada substância;
- Os coeficientes “b” de ajuste da CCE variaram de 0,00126 a 0,0205;
- Sobre o ajuste do modelo aos dados experimentais, os coeficientes de determinação R² estiveram todos entre 0,966 e 1,00, indicando bom ajuste aos dados.

Após ajustados os coeficientes de difusão molecular, foi feita a validação dos dados ao *liner* de fundo do Aterro Sanitário de Brasília (Estudo de caso), para uma camada de solo compactada de 1,5m, vida útil de 13 anos e dados do monitoramento de lixiviado do aterro. O modelo de fluxo difusivo para meios porosos da Lei de Fick, demonstrou que:

- O *liner* de fundo de solo foi considerado uma barreira eficaz na contenção de cromo, cobre, cloreto, cádmio e níquel para o ASB durante toda a vida útil simulado;

Sob essa perspectiva, é recomendado que seja analisada a eficiência de contenção das geomembranas e do *liner* de solo para todos os contaminantes presentes no lixiviado de interesse, principalmente os compostos orgânicos, voláteis e não reativos, que possuem maior taxa de difusão molecular, segundo estudos de Rowe et al. (1995a). Como o processo difusivo é gradual e lento, seria mais representativo que os ensaios fossem conduzidos por mais tempo e sob condições de temperatura e pressão mais próximas da realidade. Além disso, poderiam ser incluídos modelos de fluxo por furos e rasgos nos modelos utilizados no presente estudo, com intuito de enriquecer os mecanismos de transporte pela geomembrana.

Por fim, a metodologia proposta pode auxiliar no dimensionamento de estruturas de impermeabilização; na avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas; na elaboração de cenários de alterações na qualidade do lixiviado; execução de projeções futuras e até na tomada de decisão sobre estratégias de implantação, operação e fechamento dos aterros. Assim, buscou-se avaliar a eficiência do sistema de impermeabilização de fundo de aterros para manter a segurança sanitária, de saúde pública e, inclusive, fornecer ferramentas para minimização dos custos em projetos de aterros sanitários.

REFERÊNCIAS

ABETRE – Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos. Estudos sobre os Aspectos Econômicos e Financeiros da Implantação e Operação de Aterros Sanitários. Fundação Getúlio Vargas (FGV), 2009.

ABRELPE. “Panorama dos resíduos Sólidos no Brasil - 2017”. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em 30 de agosto de 2018.

AMARAL, M S. **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado por processo biológico aeróbio**. 2009. Dissertação (Tese de Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

APHA, 1998. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**, 20th Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 13896. **Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 8419. Versão Corrigida:1996. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro, 1996.

ASTM (2002). Standard Terminology for Geosynthetics: ASTM D4439-02, 5p, 2002.

BAGCHI, A. **Design of landfills and integrated solid waste management**. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc. 2004.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. 1. ed. São Paulo, Brasil, 2008.

BOSCOV. M. E. G. **Contribuição ao projeto de sistemas de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos**. 1997. 269 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1997.

BRASIL. Lei nº 12.305/2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Portal da Legislação, Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**. Brasil, 2011.

BRITTON, L. N. et al. Permeation and Diffusion of Environmental Pollutants through Flexible Polymers. v. 38, p. 227–236, 1989.

CARDONA, L. I. D. **Estudo de fluxo através de danos mecânicos em geomembranas.** (Tese de Mestrado). Universidade de Brasília (UnB), 2013.

CEPOLLINA – Engenheiros e Associados Ltda. Desenhos de projeto – Projeto executivo – Central de Tratamento de Resíduos Sólidos do DF (CTRS/DF). Brasília, 2012.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. Decisão de diretoria nº 256/2016/e, de 22 de novembro de 2016. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. São Paulo, Brasil, 2016. Disponível em: <<https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>>. Acesso em 03 de novembro de 2018.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. São Paulo, Brasil, 2007. Disponível em: <http://www.outorga.com.br/pdf/Livro_2007_%20qualidade%20das%20%C3%A1guas%20SP.pdf>. Acesso em 10 de novembro de 2018.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem, 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>> Acesso em 31 de maio de 2019.

CHRISTENSEN, T. H. **Solid waste technology and management.** Wiley, 2010.

COSTA, C. DE M. C. **Avaliação da fissuração por ressecamento em camadas de cobertura de aterros sanitários utilizando materiais alternativos.** (Tese de Doutorado). Universidade de Brasília, 2015.

DANIEL, D. E. **Geotechnical Practice for Waste Disposal.** In: DANIEL, David E. et al.: Springer Science Business Media, 1993.

DANIEL, D. E. **Pollution Prevention in Landfills Using Engineered Final Covers.** Proc. Of the Symposium Green ‘93”, p. 73-92 [Bolton, Grã Betanha, julho de 1993]. A. A. Balkema Rotterdam, Holanda, 1995.

DEL REY, G. O. Metanogênese e variações isotópicas do carbono em ambiente de aterro: o Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília - DF. (Tese de Mestrado) – Departamento de Geoquímica, Universidade de Brasília, 2019. No prelo.

FERRARI, A. A. P. **Viabilidade da utilização de silte compactado como material de impermeabilização em aterros de resíduos.** Tese (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

FETTER, C. W.; BOVING, T.; KREAMER, D. **Contaminant Hydrogeology**. Estados Unidos: Waveland Press, Inc., 2017.

FONSECA, M. C. **Aplicação e comparação de soluções semi-analíticas para modelagem de ensaios de sorção e difusão pura**. (Tese de Mestrado). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2017.

FONSECA, M. C.; RITTER, E.; CAVALCANTE, A. L. B. Aplicação da Solução Semi-Analítica para Modelagem de Ensaios de Sorção e Difusão Pura com Lixiviado. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2019. In press.

FOOSE, G. J. et al. Comparison of Solute Transport in Three Composite Liners. n. May, p. 391–403, 2002.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A.. **Groundwater**. Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River, USA, vol.1, 604 p., 1979.

GALLAGHER, E. M. et al. Investigations of geomembrane integrity within a 25-year old land fill capping. **Geotextiles and Geomembranes**, p. 1–11, 2016.

GEROTO, R. E. **Desempenho de camadas de proteção para geomembranas**. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2008.

GIROUD, J. P.; BONAPARTE, R. Leakage through Liners Constructed with Geomembrane - Part I. Geomembrane Liners. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 8, p. 27–67, 1989.

GURJÃO, C. M. C. **Estimativa de propriedades geoambientais de camadas impermeabilizantes de solos tropicais**. (Tese de Doutorado). Universidade de Brasília, 2005.

IPT. **Lixo municipal: gerenciamento integrado**. São Paulo, Brasil, 2018.

KOERNER, R. M. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. Cap. 8, 1 ed. In: DANIEL, David E. et al.: Springer Science Business Media, 1993.

LACERDA, C. V. et al. Comparação da eficiência de três materiais na sorção e difusão dos íons metálicos através de ensaios experimentais e simulação computacional. v. 65, n. 3, p. 327–333, 2012.

MASUTTI, Mariana Beraldo. Distribuição e efeitos de cromo e cobre em ecossistemas aquáticos: uma análise laboratorial e "in situ" (experimentos em micro e mesocosmos). 2004. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2004.

NEOPLASTIC. (S/D.). Geomembrana PEAD - **Manual Técnico**.

NISUYAMA, F. L. **Aspectos geotécnicos e ambientais relacionados à implantação do aterro sanitário oeste**. (Trabalho de Graduação). Universidade de Brasília, 2016.

OGATA, A. & BANKS, R.B. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion on porous media. **US Geological Survey Professional Paper**, 411-A, 7 p., 1961.

PALMEIRA, E. M.; TATSUOKA, F.; BATHURST, R. J.; STEVENSON, P. E.; ZORNBERG, J. G. “Advances in Geosynthetic Materials and Applications for Soil Reinforcement and Environmental Protection Works”. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, Vol. 13, Special Issue State of the Art in Geotechnical Engineering, December, pp. 1-38, 2008.

PARK, J. K.; NIBRAS, M.; JUNE, M. Mass flux of organic chemicals through polyethylene geomembranes. p. 227–237, 1987.

PAZ, Y. P. L. **Solução semi-analítica para modelagem das condições inicial e de contorno aplicáveis ao ensaio de difusão pura.** (Tese de Mestrado). Universidade de Brasília, 2015.

PERK, M. VAN DER. **Soil and Water Contamination: from molecular to catchment scale.** The Netherlands: Taylor & Francis e-Library, 2007.

Resolução Conama nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre os 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 de maio de 2011.

Resolução Conama 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 de abril de 2008.

RITTER, E. **Efeito da salinidade na difusão e sorção de alguns íons inorgânicos em um solo argiloso saturado.** 1998. 229 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

ROWE, R. K.; CAERS, C. J.; BARONE, F. Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil. n. Canada, p. 11, 1987.

ROWE, R. K.; EWAIS, A. M. R. Antioxidant depletion from five geomembranes of same resin but of different thicknesses immersed in leachate. **Geotextiles and Geomembranes**, 2014.

ROWE, R. K.; HRAPOVIC, L.; KOSARIC, N. Diffusion of Chloride and Dichloromethane Through an HDPE Geomembrane. **Geosynthetics International**, v. 2, n. 3, p. 507–536, 1995a.

ROWE, R. K.; QUIGLEY, R. M.; BOOKER, J. R. **Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities.** CRC Press ed. 1995b.

ROWE, R. K.; SANGAM H. P.; LAKE, C. B. Evaluation of an HDPE geomembrane after 14 years as a leachate lagoon liner. *Canadian Geotechnical Journal*, 2003, Vol. 40, No. 3 : pp. 536-550, 2003.

ROWE, R. K.; SANGAM, H. P. Durability of HDPE geomembranes. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 20, n. 2, p. 77–95, 2002.

SALEEM, M. et al. Difision of Organic Penetrants through Low Density Polyethylene (LDPE) Films : Effect of Size and Shape of the Penetrant Molecules. v. 37, n. 1, p. 617–625, 1989.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. 2. ed. São Paulo, Brasil, 2013.

SANGAM, H. P.; ROWE, R. K. Effect of surface fluorination on diffusion through a high density polyethylene geomembrane. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 131, n. 6, p. 694–704, 2005.

SANGAM, H. P.; ROWE, R. K. Migration of dilute aqueous organic pollutants through HDPE geomembranes. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 19, p. 329–357, 2001.

SANTOS, L. V.; POLIVANOV, H.; ALAMINO, R. C. J.; SILVA, V. H. G. Adsorção de Cloreto e Potássio em Solos Tropicais. Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Vol 29-2, p. 101-121, 2006.

SHACKELFORD, B. C. D.; DANIEL, D. E. Diffusion in saturated soil: background. v. 117, n. 3, p. 467–484, 1991.

SHACKELFORD, C. D. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. Cap.3, 1 ed. In: DANIEL, David E. et al.: Springer Science Business Media, 1993.

SHACKELFORD, C. D. The Role of Diffusion in Environmental Geotechnics. p. 1–102, 2014.

SILVA, F. L. DA. **Hierarquização de alternativas para o gerenciamento de resíduos sólido urbano reciclável no Distrito Federal**. (Tese de Mestrado). Universidade de Brasília, 2017.

SILVA, S. A. DA. **Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorumes**. (Tese de Doutorado). Universidade de Brasília, 2014.

SILVEIRA, L. R. DA. **Aspectos geotécnicos e ambientais para a disposição adequada de lodo de esgoto**. (Tese de Doutorado). Universidade de Brasília., 2014.

SLU – Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal. **Relatório de Atividades do Serviço de Limpeza Urbana do DF**. Brasília – DF, 2018.

SLU – Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal. **Relatório sobre a situação de emergência no âmbito da limpeza urbana Jóquei**. Brasília – DF, 2016.

SMITH, D. W.; ROWE, R. K.; BOOKER, J. R. The analysis of pollutant migration through soil with linear hereditary time-dependent sorption. **International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics**, v. 17, n. 4, p. 255–274, 1993.

SOTO, J. R. A. **Estudo da variação de propriedades de geomembranas de pvc devido a danos mecânicos**. (Tese de Mestrado). Universidade de Brasília, 2015.

SOUTO, G. B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping"). 2009. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

TOUZE-FOLTZ, N. et al. Diffusion of volatile organic compounds through an HDPE geomembrane. **Geo-Frontiers** 2011 © ASCE 2011, p. 1121–1130, 2011.

VALADÃO, I. C. R. P.; RITTER, E.; CASTRO, J. A. Msw Leachate Inorganic Ion Diffusion Through Compacted Soil And HDPE Geomembrane Barrier – Laboratory Experiments and Model Validation. v. 802, p. 630–635, 2014.

VERTEMATTI, J. C. **Manual Brasileiro de Geossintéticos**. 1. ed. São Paulo, Brasil: Edgard Blücher LTDA, 2004.

XIE., H. J.; CHEN, Y. M.; LOU, Z. H. An analytical solution to contaminant transport through composite liners with geomembrane defects. *Science China Technological Sciences*, v. 53, n. 5, p. 1424–1433, 2010.

APÊNDICES

A – Parâmetros monitorados pelo Laboratório Aqualit no lixiviado do ASB de 2017 a 2018. Fonte: Relatório de Qualidade das Águas 2018.

Aterro Sanitário de Brasília			Resolução CONAMA 430	02/03/2017	02/05/2017		01/08/2017		06/11/2017	
				Percolado	Percolado		Percolado		Percolado	
Parâmetros	Unidade	LQ		Resultados	Entrada da Lagoa	Saída da Lagoa	Entrada da Lagoa	Saída da Lagoa	Entrada da Lagoa	Saída da Lagoa
Cádmio total	mg/L	0,001	até 0,2mg/L Cd	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo total	mg/L	0,005	até 0,5mg/L Pb	0,038	0,011	<0,005	0,018	<0,015	0,011	0,008
Cianeto	µg/L	1,000	até 1,0mg/L CN	< 1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Cromo total	mg/L	0,003	---	0,189	0,132	0,080	0,236	0,281	0,096	0,146
Mercúrio total	mg/L	0,0002	até 0,01mg/L Hg	< 0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Nitrato	mg NO3-N/L	0,1	---	127,5	232	28	52,5	95	52,5	42,5
Sulfeto	mgS2-L	1,0	até 1,0mg/L S	20	20	8	12,8	14,4	2,8	<1,0
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	1,8	---	Ausente	Ausente	Ausente	Ausentes	Ausentes	Ausente	Ausente
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias a 20°C)	mgO2/L	2	---	18400	19400,00	1180,00	11400,00	24800,00	3950,00	1470,00
Demanda química de oxigênio (DQO)	mgO2/L	5	---	69770	75165,00	8836,00	34776,00	37872,00	9238,00	7404,00
Ferro	mgP/L	0,01	---	9,2	28,80	5,50	28,55	22,35	11,57	9,66
Nitrato	mg NO2-N/L	0,01	---	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitrogênio amoniacal	mgNH3-N/L	5	até 20,0 mg/L N	406	207,20	232,40	320,68	25,20	548,80	596,40
Óleos e graxas totais	mg/L	0,1	---	213,12	56	28	3,6	3,2	61	26
Sólidos sedimentáveis	mL/L	0,1	até 1 mL/L	<0,1	0,20	4	1,00	0,5	0,30	0,1
Sólidos suspensos totais	mg/L	2,5	---	544	660	414	276	646	336	390
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,500	---	454	262	178	188	405	196	236
Sólidos totais	mg/L	2,5	---	38227	43866	15029	20631	27522	10087	1052
Oxigênio dissolvido	mg O2/L	0,05	---	0,42	0,95	0,9	<0,05	1	0,19	0,1
pH	NA	1 a 13	entre 5,0 a 9,0	7,6	5,3	5,7	7,6	7,9	6,7	6,5
Fósforo Total	mgP/L	0,2	-	-	57,5	43,5	28,5	29,3	44,5	62,4

Aterro Sanitário de Brasília			05/02/2018		10/05/2018		02/08/2018	
			Percolado		Percolado		Percolado	
Parâmetros	Unidade	LQ	Entrada da Lagoa	Saída da Lagoa	Entrada da Lagoa	Saída da Lagoa	Entrada da Lagoa	Saída da Lagoa
Cádmio total	mg/L	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo total	mg/L	0,005	0,078	0,047	0,055	0,024	<0,005	0,014
Cianeto	µg/L	1,000	<1	<1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Cromo total	mg/L	0,003	0,284	0,207	<0,003	<0,003	0,082	0,108
Mercúrio total	mg/L	0,0002	<0,0002	<0,0001	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Nitrato	mg NO3-N/L	0,1	629,5	65,5	27,5	12,5	127,5	85,4
Sulfeto	mgS2-L	1,0	10	4	5	<1,0	24	8,6
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	1,8	14000000	360000	Ausente	Ausente	9,2 x 10 ⁸	9,2 x 10 ⁸
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5 dias a 20°C)	mgO2/L	2	14000,00	6900,00	17300	8850	9000	6200
Demanda química de oxigênio (DQO)	mgO2/L	5	47367,00	15303,00	74014,00	30107,5	40587	33196
Ferro	mgP/L	0,01	153,14	36,73	138,68	36,76	84,5	35,6
Nitrato	mg NO2-N/L	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitrogênio amoniacal	mgNH3-N/L	5	812,00	602,00	672	115,92	898,8	816,48
Óleos e graxas totais	mg/L	0,1	24	15	136	202	69	29,5
Sólidos sedimentáveis	mL/L	0,1	<0,1	12	15	8	<0,1	<0,1
Sólidos suspensos totais	mg/L	2,5	1450	495	2910	780	1196	1090
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	2,500	750	370	1250	604	704	656
Sólidos totais	mg/L	2,5	22035	7664	27990	12827	16715	16232
Oxigênio dissolvido	mg O2/L	0,05	0,11	0,5	0,2	0,82	<0,05	<0,05
pH	NA	1 a 13	7,6	7,8	7,8	8,3	7,5	7,4
Fósforo Total	mgP/L	0,2	41,9	35,8	122,7	3,9	24,4	24,9

Apêndice B – Parâmetros de qualidade da água subterrânea para uso de consumo humano segundo a Resolução Conama n° 396/2008.

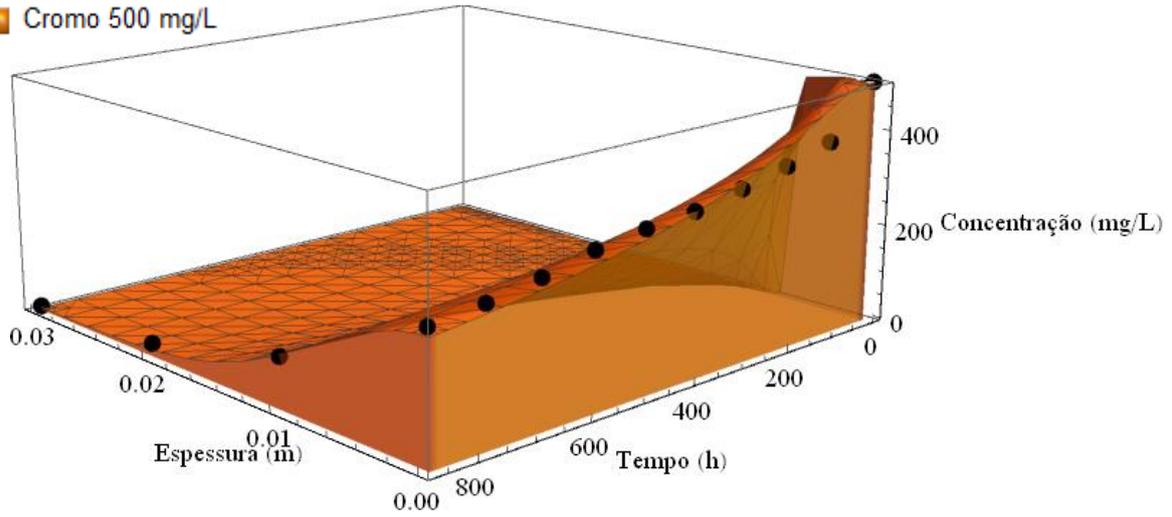
Parâmetros	Consumo Humano	Limites de quantificação praticáveis - LQP
Inorgânicos	µg.L⁻¹	
Alumínio	200 (1)	50
Antimônio	5	5
Arsênio	10	8
Bário	700	20
Berílio	4	4
Boro	500 (2)	200
Cádmio	5	5
Chumbo	10	10
Cianeto	70	50
Cloreto	250.000 (1)	2000
Cobalto	-	10
Cobre	2.000	50
Cromo	50	10
Ferro	300 (1)	100
Fluoreto	1.500	500
Lítio	-	100
Manganês	100 (1)	25
Merúrio	1	1
Molibdênio	70	10
Níquel	20 (3)	10
Nitrato (expresso em N)	10.000	300
Nitrito (expresso em N)	1.000	20
Prata	100	10
Selênio	10	10
Sódio	200.000 (1)	1000
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	1.000.000 (1)	2000
Sulfato	250.000 (1)	5.000
Urânio	15 (2,3)	-
Vanádio	50	20

(continuação)

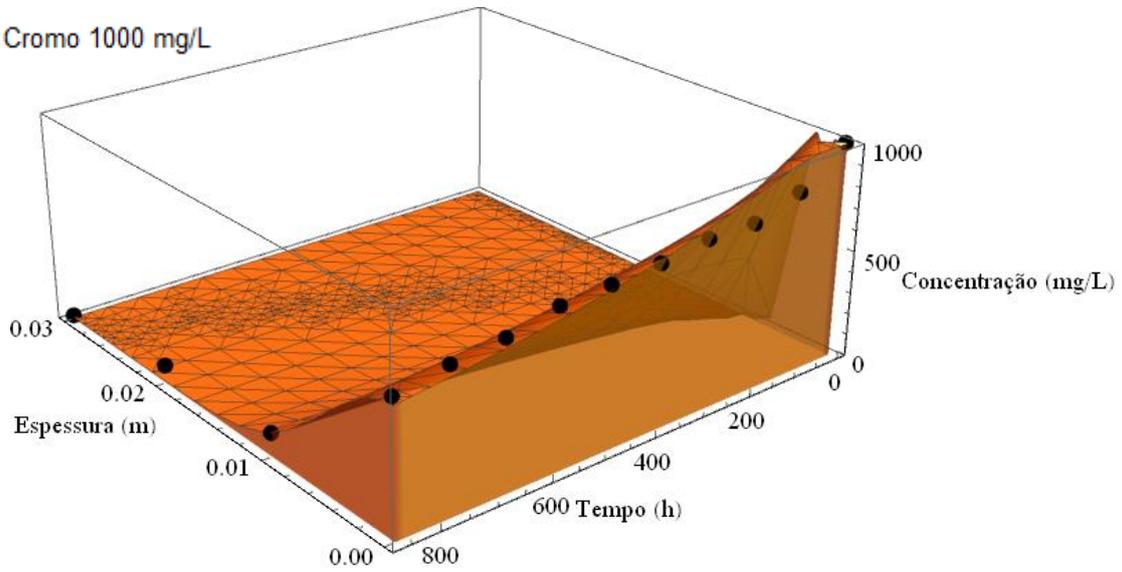
Parâmetros	Consumo Humano	Limites de quantificação praticáveis - LQP
Zinco	5.000 (1)	100
Orgânicos	µg.L⁻¹	
Acrilamida	0,5	0,15
Benzeno	5	2
Benzo antraceno	0,05	0,15
Benzo fluoranteno	0,05	0,15
Benzo(k)fluoranteno	0,05	0,15
Benzo pireno	0,05	0,15
Cloreto de vinila	5	2
Clorofórmio	200	5
1,2-Diclorobenzeno	1.000 (1)	5
1,4-Diclorobenzeno	300 (1)	5
1,2-Dicloroetano	10	5
1,1-Dicloroetano	-	5
Dibenzo antraceno	0,05	0,15
Diclorometano	20	10
Estireno	20	5
Etilbenzeno	200 (1)	5
Fenóis (10)	3	10
Indeno(1,2,3)pireno	0,05	0,15
PCBs (somatória de 7) (9)	0,5	0,01 para cada
Tetracloroeto de carbono	2	2
Triclorobenzenos (1,2,4-TCB + 1,3,5-TCB + 1,2,3)	20	5 para cada
Tetracloroetano	40	5
1,1,2Tricloroetano	70	5
Tolueno	170	5
Xileno Total	300	5 para cada

Apêndice C – Modelos de difusão pura em solos para o cromo, cobre, cádmio e níquel.

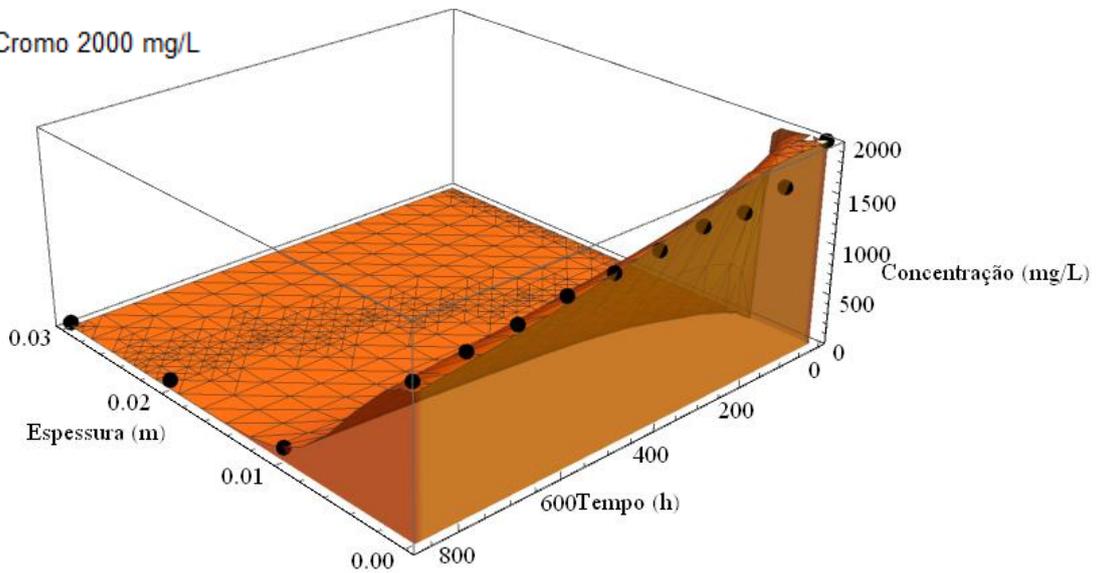
Cromo 500 mg/L



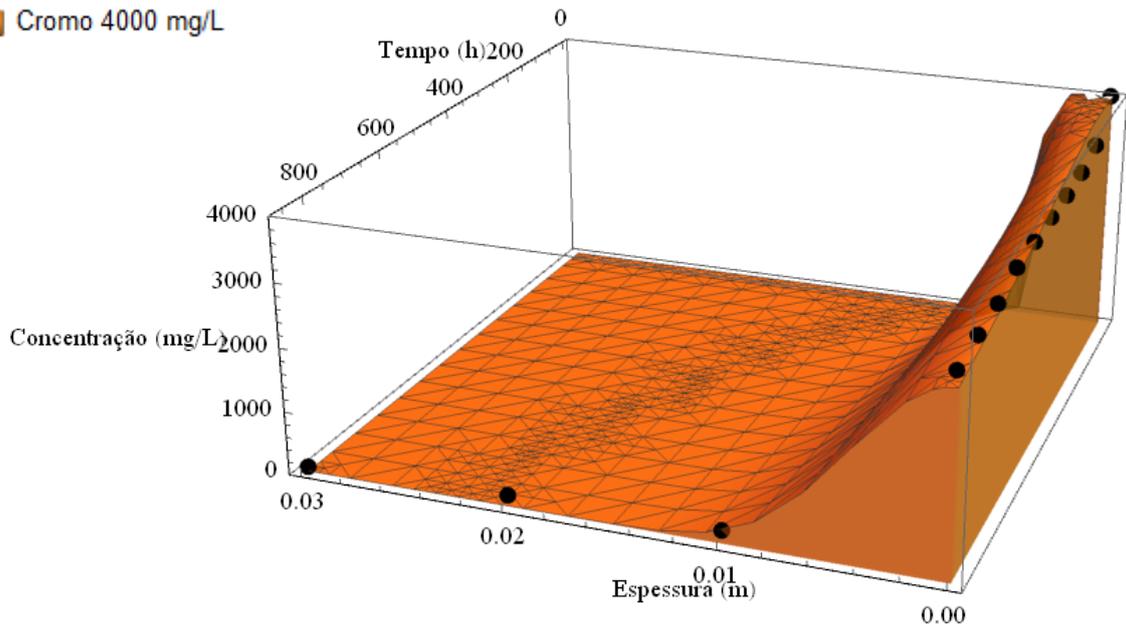
Cromo 1000 mg/L



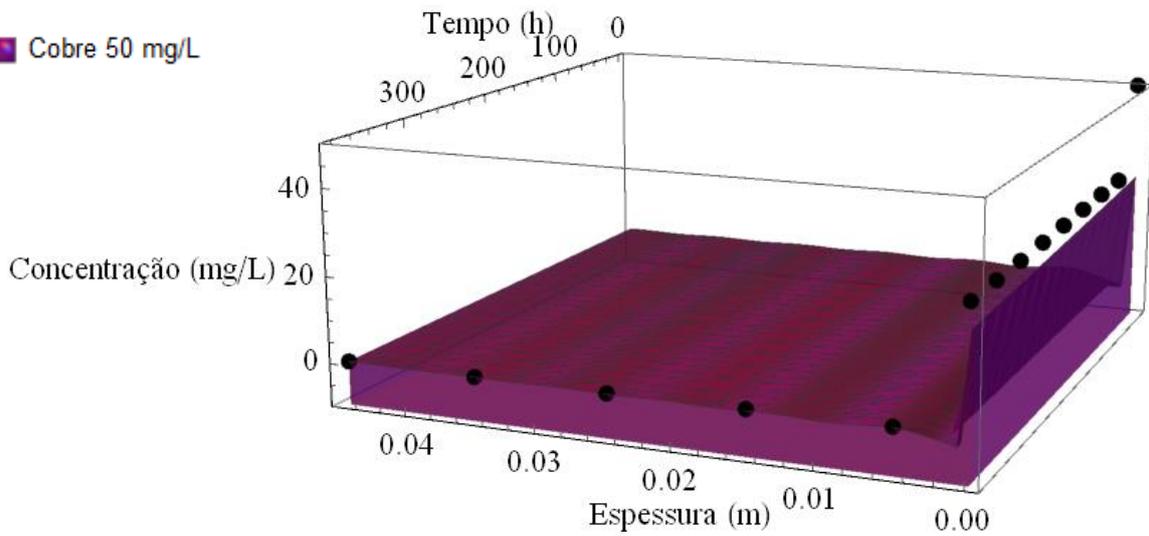
Cromo 2000 mg/L



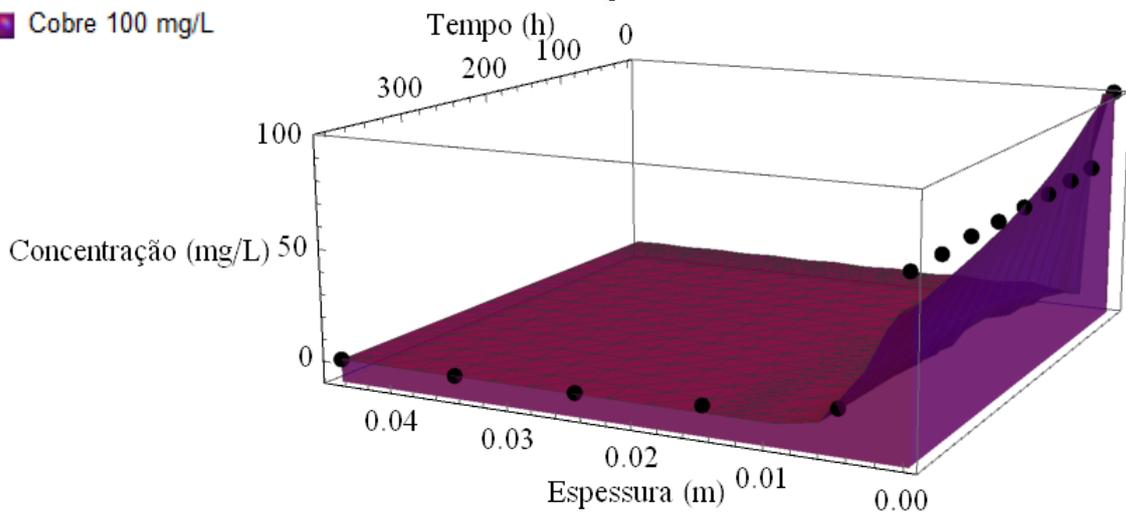
■ Cromo 4000 mg/L



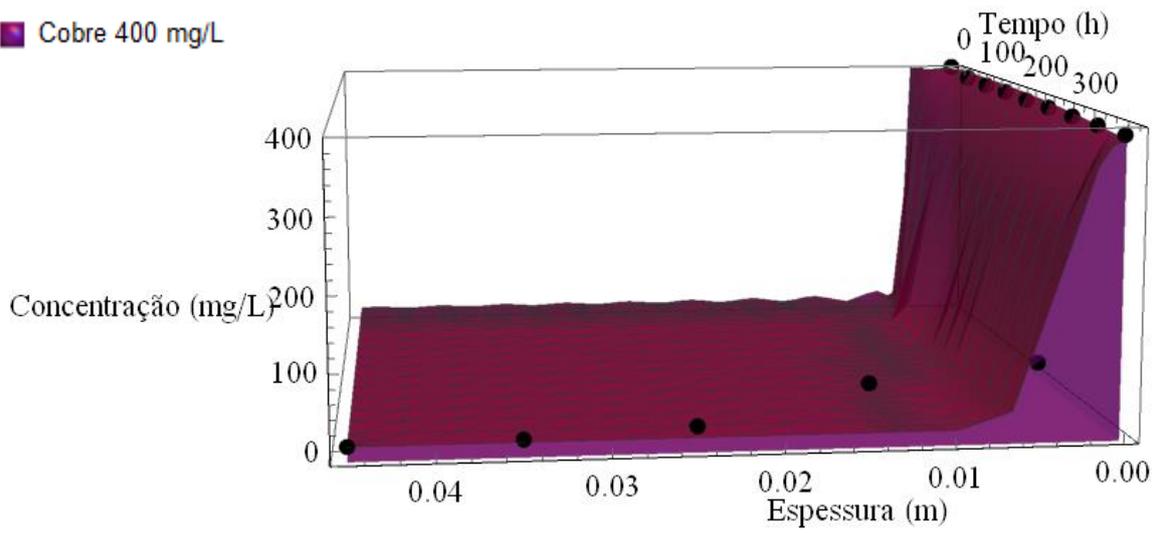
■ Cobre 50 mg/L



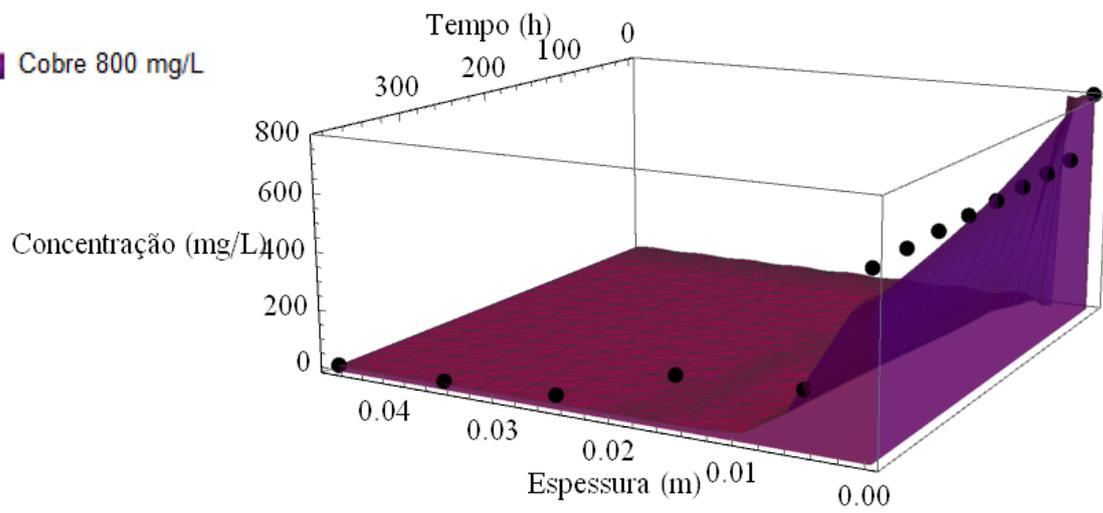
■ Cobre 100 mg/L



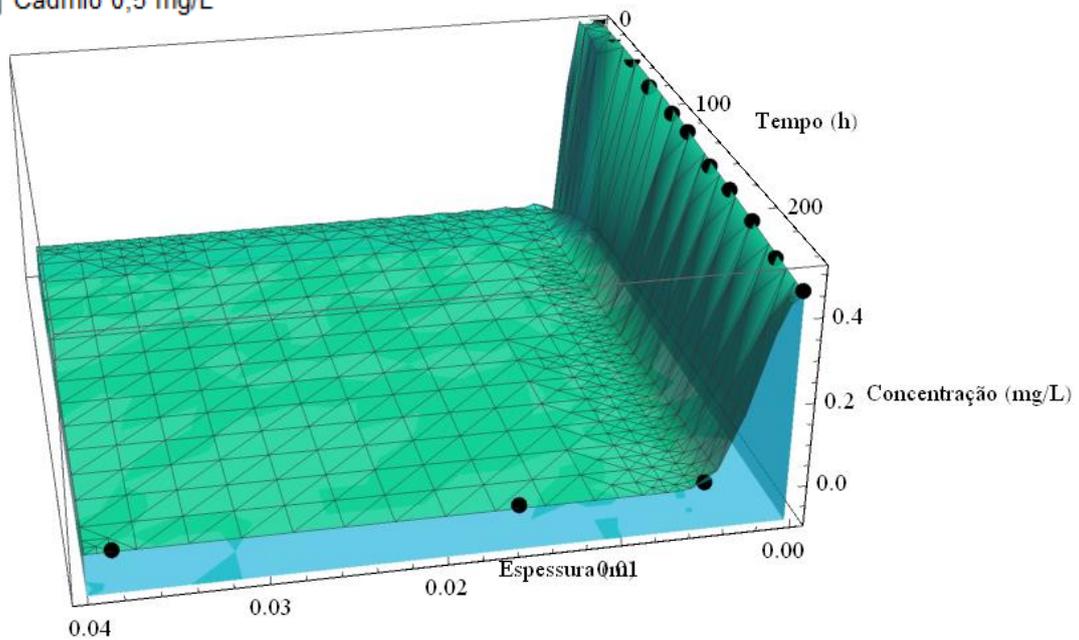
■ Cobre 400 mg/L



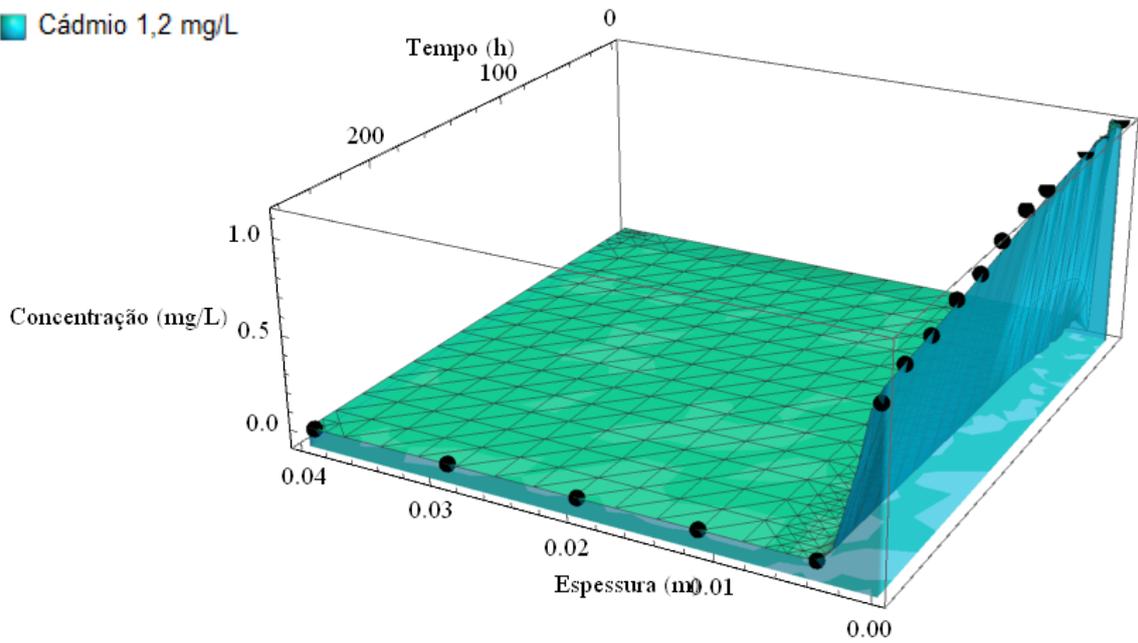
■ Cobre 800 mg/L



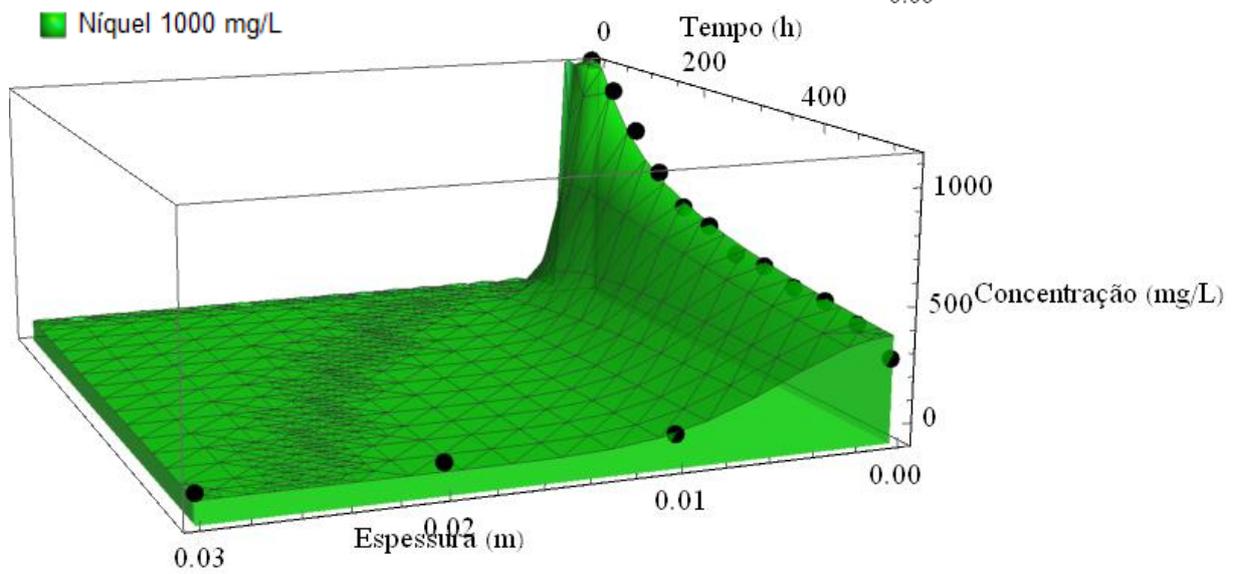
■ Cádmio 0,5 mg/L



■ Cádmiu 1,2 mg/L



■ Níquel 1000 mg/L



■ Níquel 4000 mg/L

