

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

MODELAGEM REGIONAL DO FLUXO DE CONTAMINANTES
INORGÂNICOS SOB AS CONDIÇÕES NÃO SATURADA E
TRANSIENTE APLICADA AO ATERRO CONTROLADO DO JÓQUEI
CLUBE DE BRASÍLIA/ DF

MARIANA DOS SANTOS DINIZ

ORIENTADOR: PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, PhD.

COORIENTADOR: PROF. LUCIANO SOARES DA CUNHA, PhD.

DISSERTAÇÃO MESTRADO EM GEOTECNIA

PUBLICAÇÃO: G.MD 333/2019

BRASÍLIA / DF: JULHO/2019

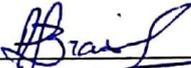
**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**MODELAGEM REGIONAL DO FLUXO DE CONTAMINANTES
INORGÂNICOS SOB AS CONDIÇÕES NÃO SATURADA E
TRANSIENTE APLICADA AO ATERRO CONTROLADO DO JÓQUEI
CLUBE DE BRASÍLIA / DF**

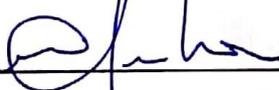
MARIANA DOS SANTOS DINIZ

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

APROVADA POR:



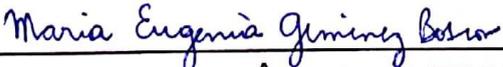
**PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, PhD (UnB)
(ORIENTADOR)**



**PROF. LUCIANO SOARES DA CUNHA, PhD (UnB)
(COORIENTADOR)**



**PROF. LUIS FERNANDO MARTINS RIBEIRO, PhD (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**



**PROF., MARIA EUGÊNIA GIMENEZ BOSCOV, PhD (USP)
(EXAMINADORA EXTERNA)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 25 DE JULHO DE 2019.

FICHA CATALOGRÁFICA

DINIZ, MARIANA DOS SANTOS

Modelagem regional do fluxo de contaminantes inorgânicos sob as condições não saturada e transiente aplicada ao Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília/ DF. [Distrito Federal] 2019.

xii, 126p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Geotecnia, 2019)

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

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Transporte de Contaminantes

2. Fluxo Não Saturado

3. Solo Heterogêneo

4. Modelagem Analítica

I. ENC/FT/UnB

II. Mestre

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

DINIZ, M.S. (2019). Modelagem regional do fluxo de contaminantes inorgânicos sob as condições não saturada e transiente aplicada ao Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília/DF. Publicação G.DM-333/2019, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 126p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Mariana dos Santos Diniz

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Modelagem regional do fluxo de contaminantes inorgânicos sob as condições não saturada e transiente aplicada ao Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília. GRAU / ANO: Mestre / 2019

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

Mariana dos Santos Diniz
Marianadiniz12.mestra@gmail.com
QNN 21 Conjunto O Casa 07
CEP 72225-225- Brasília/DF - Brasil

DEDICATÓRIA

*A todos os que transbordam amor, em especial, àqueles que com seus
exemplos me fazem ser melhor a cada dia.*

Família e amigos, amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Primeiro, sou grata à Deus, sem ele não teria feito nada e nem chegado onde estou. Não há nada que eu faça, Senhor, que o seu amor não tenha sido o meu alicerce!

Gostaria de manifestar minha gratidão aos professores que tive e pela escola em que estudei por mais de uma década, Fundação Bradesco. Cada mestre, desde a pré-escola até a universidade, faz parte da profissional que sou hoje. Apesar de não haver como nomeá-los, pois, são numerosos, vocês sabem quem são, afinal não há vida que seja transformada que passe imperceptível aos olhos de quem quer que seja.

Esse e os próximos parágrafos são dedicados aos meus amigos, àqueles em quem confio e a quem sempre recorro para me nutrir com amor e me desenvolver. Obrigada por serem um porto seguro, por serem luz na minha vida. Em especial, às duas irmãs que a vida me deu, Camille e Rysandra, a nossa amizade não é só de infância, ela é da vida toda!

Destino este parágrafo aos guerreiros que trilharam essa batalha junto comigo, aos meus colegas de mestrado das Turmas de Geotecnia do 1/2017 e 2/2017 da UnB. Dentre esses, preciso ressaltar a parceria com Felipe Nisyama, foi uma honra as horas partilhadas, as experiências de campo contigo, aprendizado trocado e toda a ajuda que você me deu, afirmo que esse trabalho não existiria sem o seu apoio! E às amigas que o processo me presenteou, esses dois anos foram uma montanha-russa, mas com vocês é possível enfrentar, partilhar e vencer, obrigada pelo apoio, conversas e risadas trocadas - Leila, Silvana, Tânia e Thame. Por fim, meus agradecimentos à Luango pelo início dessa trajetória que você tornou mais leve!

Gostaria de agradecer ao grupo GeoFluxo, obrigada por toda ajuda, todo feedback, vocês são feras demais e, não tenho dúvidas, do sucesso e da realização profissional que ainda experimentarão. Aqui preciso agradecer de modo especial, a Katherin Rojas, afinal posso dizer sem hesitar, esse trabalho só existe mediante a sua ajuda, você foi incrivelmente solícita comigo e tenho muita sorte de Deus a ter enviado, aprendi muito contigo e aprendo, saiba que amo e desejo todo o sucesso do mundo! Manuelle Góis e Lucieth Cruz, obrigada pela sabedoria, por todos os conselhos e, sobretudo pela amizade de vocês, tornaram a minha trajetória até em casa sempre mais feliz, grata por serem um afago na minha vida. Além disso, àqueles que me inspiraram no processo: Ana Paola, Lucas Parreira, Mateus Bezerra, Pedro Mascarenhas, Patrícia Sousa e Yuri Paz.

Agradeço ao mentor e criador do grupo GeoFuxo (e meu orientador), Prof. André Brasil, obrigada por acreditar em mim ainda quando era da graduação, pela experiência extraordinária que é estar imersa dentro de um grupo com alto desempenho acadêmico, me inspirou e me fortaleceu quando pensei em desistir. Obrigada por ter me apoiado, me ensinado e me transformado!

Não posso deixar de agradecer ao grupo RAEESA, vocês foram fundamentais nesta reta final. Ainda há muito trabalho para ser feito, mas gostaria de agradecer a oportunidade de estar nesse projeto. Obrigada pelos ensinamentos e deixo meus agradecimentos especiais aos componentes do grupo de geotecnia: Prof. Luciano da Cunha, Prof. André Brasil, Felipe Nisyiama, Johanna Santos, Luan Ozelim, Moisés Lemos, Thainah Pereira, e, por fim, Camilla Turon (parceira de capítulo) e Maria Beatriz Macedo (obrigada por me ensinar a ser uma pessoa e profissional melhor, você é para mim um exemplo de estudante e pesquisadora, nossas conversas são sempre fundamentais).

Ao meu revisor, meu professor e uma das pessoas mais inteligentes que conheço, meu irmão, Eduardo Diniz, seu sucesso é fruto desse brilhantismo, dessa paciência em transmitir o conhecimento. Sofro com sua persistência em me persuadir sobre qualquer assunto, mas digo que você me ganha em quase 90% das situações.

Tudo que sou é reflexo deles, a minha família, minha fonte de renovação diária, obrigada especial para minha mãe (Maria Jailma Diniz), meu pai (Dorgival Diniz), meu irmão, minha cunhada (Anne Caroline a tradutora do resumo) e minha vó (Noêmia do Carmo). Eu gostaria de ser 1% do que são. Se fosse dissertar sobre cada um demoraria muito, pois são extraordinários, me fortalecem com seus exemplos, saibam que sempre estão aonde quer que eu vá, pois os carrego comigo em meu coração. E para minha família em geral, obrigada por estarem sempre por perto mesmo morando em locais distintos e cada qual com sua rotina, ainda assim, se fazem presentes.

**MODELAGEM REGIONAL DO FLUXO DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS
SOB AS CONDIÇÕES NÃO SATURADA E TRANSIENTE APLICADA AO ATERRO
CONTROLADO DO JÓQUEI CLUBE DE BRASÍLIA/ DF**

RESUMO

A contaminação ambiental dos solos, do ar e das águas subterrâneas e superficiais devido ao descarte inapropriado de resíduos é uma importante problemática mundial a ser solucionada, sobretudo, dos países em desenvolvimento. No Brasil, apesar da imposição política para o fechamento de todos os lixões e aterros controlados, ainda há inúmeros municípios que não conseguiram se adequar às exigências nacionais. Além disso, o fechamento por si só não é a solução, uma vez que os contaminantes presentes nos resíduos continuam se propagando pelo meio ambiente. No âmbito da geotecnia ambiental, é preciso estudar todos os mecanismos que regem o transporte de contaminantes que, por sua vez, estão atrelados ao estado do meio poroso, pois os solutos dispostos na superfície da terra migram inicialmente pela zona vadosa até chegar nas águas subterrâneas. Atualmente, tem sido observada a defasagem nos modelos conceituais e numéricos na consideração dos processos de infiltração não saturada e sua influência no transporte de contaminantes, além disso, são restritos para os meios homogêneos. Deste modo, a pesquisa fundamentou-se na implementação de soluções analíticas que acoplassem o fluxo não saturado ao de transporte de contaminantes inorgânicos, visando obter um modelo em escala regional de dupla camada que permitisse analisar a concentração do soluto ao longo do tempo e da profundidade na zona vadosa. Para isso, fez-se uso de soluções analíticas, equação de Richards e equação da advecção-dispersão. A aplicação da modelagem foi realizada para o Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília, com o estudo do fluxo de Cd^{2+} e de Mg^{2+} considerando as medições de concentração realizadas em 1996. Com isso, foi possível determinar a migração desses compostos inorgânicos ao longo do meio poroso e em função do tempo. No caso da modelagem da dupla camada, não é possível aplicá-la na zona intermediária do meio poroso, porém os resultados mostram-se condizentes quando analisados na primeira camada e na região próxima do lençol freático. A consideração do meio heterogêneo permitiu uma representação mais realista das situações de campo, entretanto, a estratégia utilizada no modelo, por ser em escala regional, tornou o tempo de processamento relativamente longo, ainda sim é aplicável às situações reais e permite subsidiar tomadas de decisão no que tange à remediação dos compostos mediante a obtenção de diagnósticos e prognósticos com a modelagem da pluma de contaminação não saturada e transiente.

**REGIONAL MODEL OF TRANSIENT FLOW AND INORGANIC CONTAMINANT
TRANSPORT THROUGH THE VADOSE ZONE OF THE CONTROLLED
LANDFILL OF BRASILIA'S JOCKEY CLUB**

ABSTRACT

Environmental contamination of land, air, groundwater and surface water due to the uncontrolled residual disposal is a globally pressing problem, especially in developing countries. In Brazil, despite the imposing Federal Regulations to shut down all open dumps and controlled landfills, several Municipalities were not able to adequately fit to the national requirements. Besides, the shutdown by itself is not a standalone solution, since the contaminants transport is still ongoing. Concerning environmental geotechnics, it is necessary to investigate vadose zone transport mechanisms and their discharge into underlying groundwaters. Currently, there is a gap between conceptual and numerical models of unsaturated flow and how it affects contaminant transport through the vadose zone. Moreover, these analyses are restricted to homogeneous media. Therefore, this research aims to implement analytical solutions that conciliates both unsaturated flow and inorganic contaminants transport through the vadose zone. Our goal is to obtain a regional, layered model for estimating the temporal profile of groundwater contaminant concentrations through the vadose zone. Specifically, we used the advection-dispersion equation and the analytical solutions to Richard's equation. We validated our model in the controlled landfill of Brasília's Jockey Club, focusing on estimating Cd^{2+} and Mg^{2+} 's flux, that were compared to the respective contaminant concentrations measured in 1996. In turn, these allowed us to estimate the permeability of porous media to Cd^{2+} and Mg^{2+} contaminants over time. Due to the nature of our simplifying assumptions, our model cannot be employed in the intermediate unsaturated zones but gives a good fit for contaminant transport in layered sites close to the land surface and the vadose zone close to the groundwater. The inclusion of heterogeneities gives a more realistic representation of the site contamination profile, with the drawback of being computationally expensive. Nevertheless, the model can be successfully deployed in real-life situations, offering accurate vadose zone contaminant flux.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Objetivos.....	2
1.2 Estrutura da DISSERTAÇÃO	3
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA PARA ANÁLISE DO FLUXO DE CONTAMINANTES EM MEIOS POROSOS NÃO SATURADOS	5
2.1 Comportamento e peculiaridades dos solos não saturados.....	5
2.1.1 Sucção	7
2.1.2 Condutividade hidráulica do solo.....	15
2.2 Fluxo em meios porosos não saturados	17
2.2.1 Soluções analíticas para equação de Richards	21
2.3 Transporte de contaminantes em meios porosos	27
2.3.1 Mecanismos físico-químicos de transporte	30
2.3.2 Processos bio-físico-químicos.....	38
2.3.3 Modelo matemático de transporte de contaminantes	46
3 MATERIAIS E METODOLOGIA.....	52
3.1 Materiais	53
3.1.1 Inventário de dados do Aterro Controlado do Jockey Club Brasília	53
3.2 Metodologia.....	59
3.2.1 Etapa 1- Revisão bibliográfica e inventário de dados	59
3.2.2 Etapa 2- Conceitualização do modelo.....	62
3.2.3 Etapa 3- Domínios de estudo e desenvolvimento da ferramenta	65
3.2.4 Etapa 4- Aplicação do modelo para o ACJC.....	67
4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	71
4.1 Localização.....	71
4.2 Clima	73
4.3 Geologia.....	73
4.4 Hidrografia.....	77
4.5 Pedologia	79
4.6 Geomorfologia.....	82
4.7 Hidrogeologia	83
4.7.1 Aquíferos do Domínio Poroso.....	84
4.7.2 Aquíferos do Domínio Fraturado	86

4.8	Topografia	87
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	89
5.1	Modelagem regional do fluxo de contaminantes.....	89
5.1.1	Infiltração não saturada	89
5.1.2	Fluxo de contaminantes.....	90
5.1.3	Modelagem no meio poroso heterogêneo	91
5.2	Dados Históricos.....	94
5.2.1	Quantitativo dos RSU depositado no ACJC	98
5.3	Modelagem regional aplicada ao ACJC	99
5.3.1	Parâmetro de ajuste hidráulico (δ).....	100
5.3.2	Parâmetros de entrada para a modelagem regional.....	102
6	CONCLUSÕES	113
6.1	Recomendações para pesquisas futuras	114
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116
	APÊNDICE A	124
A.	QUANTITATIVO DE RESÍDUOS ATERRADOS.....	124
	APÊNDICE B	126
B.	MODELAGEM LOCAL DE CD^{2+} CONSIDERANDO O MEIO HOMOGÊNIO	126

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1- Os diferentes estados do solo: (a) seco, (b) não saturado e (c) saturado. Em (d) a representação de uma membrana contrátil (Adaptada de Fredlund & Rahardjo, 1993).	5
Figura 2.2- Estados e distribuição de poropressão em um solo homogêneo sob diferentes condições de contorno no topo superior (Adaptada de Lu & Likos, 2004).	6
Figura 2.3- Representação da água capilar e adsorvida nas partículas de solo, assim como a delimitação da zona vadosa e saturada no meio poroso ao longo da profundidade.	8
Figura 2.4- Características e parâmetros de uma curva de sucção típica delimitada pelas zonas com limite de entrada de ar, transição e de saturação residual (Adaptada de Salinas, 2017). .	11
Figura 2.5- Curvas Características para diferentes tipos de solo (Adaptada de Gitirana Jr. & Fredlund, 2004).	12
Figura 2.6- Fatores que influenciam o parâmetro K (Adaptada de Cavalcante, 2017).	16
Figura 2.7- Representação dos fluxos de entrada e saída de massa no Volume Elementar Representativo (VER).	20
Figura 2.8- Apresenta as formas das curvas: característica (a) e de condutividade hidráulica não saturada (b), obtidas com o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) e suas formulações...	23
Figura 2.9- Representação dos casos 1 e 2 propostos por Cavalcante & Zornberg (2017).....	25
Figura 2.10- Exemplo de migração de contaminante proveniente de resíduos sólidos (Adaptado de Boscov, 2008).	28
Figura 2.11- Fluxograma com os principais processos de transporte de contaminantes (Adaptado de Thomé & Knop, 2006).	30
Figura 2.12- As velocidades v e v_p de um soluto perpassando por um volume de solo não saturado (Modificado de Pinto, 2000).	31
Figura 2.13- Transporte e espalhamento de um soluto devido à advecção e dispersão hidrodinâmica. Uma fonte pontual de contaminante foi injetada em x $[0, a]$, no tempo t_0 com uma concentração inicial de c_0 (Adaptado de Vargas, 2001; Fetter <i>et al.</i> , 2018).	32
Figura 2.14- Mecanismos responsáveis pela dispersão mecânica (Modificado de Fetter, 1993; Boscov, 2008).	33

Figura 2.15- Ilustração do fenômeno de difusão molecular em que ocorre o fluxo de contaminantes até que a solução atinja o equilíbrio.	34
Figura 2.16- Conceito de comprimento efetivo em meios porosos (adaptado de Shackelford & Daniel, 1999).	35
Figura 2.17-Gráfico de D_h/D_0 em função do número de Peclet (Adaptado de Perkins & Johnston em 1963).	37
Figura 2.18- Isoterma de sorção linear e exemplificação dos efeitos da consideração parcial dos dados sem atingir o equilíbrio (Modificada de Fetter <i>et al.</i> , 2018).	40
Figura 2.19- Isoterma de sorção de Freundlich representação graficamente em: (a) escala linear, e (b) escala logarítmica (Adaptada de Rowe <i>et al.</i> , 1995).	42
Figura 2.20- Isoterma de sorção de Langmuir representação graficamente: (a) escala linear, e b) após a linearização (Modificada de Sánchez, 2011).	43
Figura 2.21- Efeito do retardo na pluma de contaminação (Adaptado de Bear & Cheng, 2010).	44
Figura 2.22- Esquema das componentes envolvidas no balanço de massa do Volume Elementar Representativo (VER).	47
Figura 2.23- Fluxo de massa dentro do Volume Elementar Representativo (VER) para o caso unidimensional.	48
Figura 3.1 - Curvas características para diferentes profundidades obtidas com o método do papel filtro (Adaptado de Burgos, 2016).	55
Figura 3.2- Pontos com coletas de dados realizados por Santos (1996). Imagem de composição do ano de 1997 (Geoportal, 2017).	56
Figura 3.3- Superfície freática para a região do ACJC (Adaptada de Stollberg, 2011).	58
Figura 3.4- Fluxograma metodológico geral para análise da pluma de contaminação regionalizada e transiente.	60
Figura 3.5-. Inventário de dados confeccionado na Etapa 1	61
Figura 3.6- Formato dos dados de entrada, assim como, principais resultados de saída da modelagem.	67
Figura 3.7- Etapa 4 aplicação da ferramenta regionalizada no ACJC.	68

Figura 3.8- Correção da rede de drenagem para a manutenção da: (a) unifiliaridade; (b) conexão dos rios; e (c) orientação e delimitação dos trechos da drenagem.	70
Figura 4.1-Mapa de localização do Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília (Elaborado pela autora).....	71
Figura 4.2- As precipitações pluviométricas totais mensais- série histórica do período de 1963 a 1990) (Adotada por Baptista, 1998)	73
Figura 4.3- Mapa geológico simplificado do DF (Modificado de Freitas-Silva & Campos, 1998)	75
Figura 4.4- Coluna estratigráfica com as unidades litológicas presentes no DF (Adaptado de Freitas-Silva & Campos, 1998).....	76
Figura 4.5- Mapa hidrográfico do DF com ênfase no Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJC)	78
Figura 4.6- Mapa pedológico do DF (com legenda simplificada) e do Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJC)	80
Figura 4.7- Mapa geomorfológico do Distrito Federal	83
Figura 4.8- Mapa hidrogeológico dos aquíferos do domínio poroso do Distrito Federal	85
Figura 4.9- Mapa hidrogeológico dos aquíferos de domínios fraturado e do DF	87
Figura 4.10- Mapa do Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido pela interpolação de dados SICAD (2010).	88
Figura 5.1- Representação das considerações inicial e de contorno superior para a modelagem (a) antes do fenômeno e (b) no instante inicial do fenômeno.	91
Figura 5.2- Variação da frente de umidade θ_{w1} e da contaminação c_{01} que chega no topo superior da camada 2 e implementação do Teorema do Valor Médio para obtenção do θ_{02} ($z_{camada1,t}$) e do c_{02} ($z_{camada1,t}$).	92
Figura 5.3- Modelagem simultânea considerando uma única camada e simulação partindo da camada 2 (homogênea a camada 1) observou-se uma zona de aproximação média até que as soluções fossem coincidentes.	93
Figura 5.4- Mapa da sobreposição dos pontos de Santos (1996) com as imagens históricas (Imagens Geoportal, 2017).....	95

Figura 5.5- Limites cronológicos de disposição dos resíduos baseado nas imagens históricas, em Pereira <i>et al.</i> (1997) e em Campos <i>et al.</i> (2006). Fonte: imagem SEGETH ano de 1997 e Esri.	96
Figura 5.6- Histórico de disposição de 2002 a 2018 inferido pelas imagens Ikonos.	97
Figura 5.7 - Gráfico do quantitativo estimado: em (a) ajuste em escala semi-logarítmica para os anos de 1966 a 2000; em (b) o ajuste em escala linear durante toda a vida útil do ACJC.....	99
Figura 5.8 - Curvas características ajustadas com o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) para os pontos obtidos pelo método do papel filtro em diferentes profundidades (Burgos, 2016).	100
Figura 5.9 – Funções de condutividade hidráulica não saturada ajustadas com o parâmetro δ , de acordo com o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017).	102
Figura 5.10 –Reconstrução topográfica do Aterro Controlado do Jockey Clube (ACJC), na qual tem-se em (a) o Modelo Digital de Elevação de 1964; e em (b) a renderização altimétrica 3D com exagero vertical.	103
Figura 5.11 – Modelo Digital de Elevação (MDE) e visão lateral esquerda da profundidade da camada 1 considerada para simulação.....	104
Figura 5.12 - Resultado da modelagem regional com análises locais nos pontos E1 (A1 e A2), e E2, (B1e B2), de Santos (1996) para um meio homogêneo, em que foram plotados os gráficos de concentração normalizada de Mg^{2+} e do teor de umidade volumétrica, ambos em função da profundidade.....	106
Figura 5.13 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se: (a) o mapa da concentração do Mg^{2+} , e (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E1 e tempo de simulação de 8 anos.	108
Figura 5.14 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se em: (a) o mapa da concentração do Mg^{2+} ; em (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E2 com o tempo de simulação de 11,5 anos.....	109
Figura 5.15 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se em: (a) o mapa da concentração do Cd^{2+} ; em (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E1 com o tempo de simulação de 8,0 anos.	110

Figura 5.16 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se em: (a) o mapa da concentração do Cd^{2+} ; em (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E2 com o tempo de simulação de 11,5 anos. 111

Figura B.1 – Resultado da modelagem regional com análises locais no ponto E2 de Santos (1996) para um meio homogêneo, em que foram plotados os gráficos de concentração normalizada de Cd^{+} (A1) e do teor de umidade volumétrica (A2), ambos em função da profundidade..... 126

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Métodos e suas especificidades para a medição da sucção (Villar, 2002).....	9
Tabela 2.2- Modelagens propostas para a Curva Característica.	14
Tabela 3.1- Síntese dos dados utilizados e processados com data, resolução espacial/ escala cartográfica e fontes.	53
Tabela 3.2- Dados utilizados para caracterização do Aterro Controlado do Jockey Clube de Brasília com respectivas informações de escala e fontes	54
Tabela 3.3– Concentrações dos contaminantes Mg^{+2} e Cd^{2+} para os pontos E1 e E2 (Adaptado de Santos, 1996)	57
Tabela 3.4– Concentrações dos contaminantes Mg^{+2} e Cd^{2+} no lixiviado (ponto E2F6 de Santos, 1996).....	57
Tabela 3.5- Soluções analíticas para os casos 1 (solo semi-inifnito) e 2 (finito) propostas por Cavalcante & Zornberg (2017).....	63
Tabela 4.1- Formalização da nomenclatura das unidades litoestratigráficas presentes no Distrito Federal (Campos <i>et al.</i> , 2013)	74
Tabela 4.2- Classificação hidrogeológica do Distrito Federal com seus Domínios, Sistemas e subsistemas (Atualizado a partir de Campos & Freitas-Silva (1999)).	84
Tabela 5.1- Parâmetros utilizados na simulação do transporte de contaminantes	105
Tabela A.1–Quantitativo de resíduos aterrado ao longo dos anos no ACJC, comparados com os apresentados por Carneiro (2002) e Filho (2017)	124

LISTA DE ABREVIÇÕES E SÍMBOLOS

Abreviação	Significado
ADE	<i>Advection-Dispersion Equation</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial Hidrogeniônico.
PRMG	Projeto de Mudança do Referencial Geodésico
SIRGAS2000	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SWCC	<i>Soil-Water Characteristic Curve</i>
UNSCEAR	<i>United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation</i>
UTM	<i>Universal Transversa Mercator</i>
VER	Volume Elementar Representativo
MDE	Modelo Digital de Elevação
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
ACJC	Aterro Controlado do Jockey Clube
ARIE	Áreas de Relevante Interesse Ecológico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente

Símbolo	Significado	Unidades
$[A]$	Concentração da substância A em função do tempo t	$[ML^{-3}]$
$[A_0]$	Concentração inicial da substância A	$[ML^{-3}]$
b	Taxa cinética constante relacionada à energia de ligação	$[L^3M^{-1}]$
C	Constante de proporcionalidade	$[adimensional]$
c_s	Massa de contaminante sorvida por unidade de massa do solo seco	$[MM^{-1}]$
c_w	Concentração média de contaminante em equilíbrio da solução sobre o volume total do solo	$[ML^{-3}]$
d	Diâmetro efetivo dos poros	$[L]$
D^*	Coefficiente de difusão molecular no meio poroso (efetivo)	$[L^2 T^{-1}]$
D_0	Coefficiente de difusão molecular em solução aquosa	$[L^2 T^{-1}]$
d_{50}	Diâmetro efetivo médio dos grão de solo	$[L]$
D_h	Coefficiente de dispersão hidrodinâmica	$[L^2 T^{-1}]$
D_m	Coefficiente de dispersão mecânica	$[L^2 T^{-1}]$
g	Aceleração da gravidade	$LT^{-2}]$
J^*	Fluxo de massa por difusão molecular	$[ML^{-2}T^{-1}]$
J_a	Fluxo de massa devido a advecção	$[ML^{-2}T^{-1}]$

J_h	Fluxo de massa por dispersão hidrodinâmica	$[ML^{-2}T^{-1}]$
J_m	Fluxo devido a dispersão molecular	$[ML^{-2}T]$
k	Condutividade hidráulica	$[LT^{-1}]$
K	Permeabilidade intrínseca	$[L^2]$
k'	Constante da taxa de reação	$[T^{-1}]$
K_d	Coefficiente de distribuição	$[L^3M^{-1}]$
K_f	Coefficiente de partição de distribuição	$[L^3M^{-1}]$
$k_{i,sat}$	Condutividade hidráulica saturada nas direções $i=\{x,y,z\}$	$[LT^{-1}]$
$k_z(\psi)$	Condutividade hidráulica em função da sucção ψ	$[LT^{-1}]$
l	Comprimento linear em escala macroscópica, ou módulo do vetor deslocamento	$[L]$
l_e	Comprimento efetivo pelo qual o fluido percola, em escala microscópica	$[L]$
m_f	Coefficiente exponencial de Freundlich	$[adimensional]$
P_e	Número de Peclet	$[adimensional]$
R	Fator de retardo isoterma linear	$[adimensional]$
R_F	Fator de retardo isoterma de Freundlich	$[adimensional]$
R_L	Fator de retardo isoterma de Langmuir	$[adimensional]$
S_m	Quantidade máxima de soluto sorvida pelo particulado	$[MM^{-1}]$
S_r	Grau de saturação	$[L^3L^{-3}]$
t	Tempo	$[T]$
u_a	Pressão do ar nos poros do solo	$[ML^{-1}T^{-2}]$
u_w	Pressão da água nos poros do solo	$[ML^{-1}T^{-2}]$
v_{eq}	Velocidade média do contaminante	$[LT^{-1}]$
v_i	Velocidade do fluido nas direções $i=\{x,y,z\}$	$[LT^{-1}]$
v_p	Velocidade de percolação ou velocidade real de fluxo em função do teor de umidade	$[LT^{-1}]$
w	Teor de umidade gravimétrica	$[M^l M^{-l}]$
α_{dL}	Coefficiente de dispersividade longitudinal	$[L]$
δ	Parâmetro de ajuste hidráulico	$[M^{-1}L^lT^2]$
θ_i	Teor de umidade volumétrica inicial	$[L^3 L^{-3}]$
θ_r	Teor de umidade volumétrica residual	$[L^3 L^{-3}]$
θ_s	Teor de umidade volumétrica saturada	$[L^3L^{-3}]$
θ_w	Teor de umidade volumétrica	$[L^3L^{-3}]$
λ	Meia vida da substância radioativa	$[T^{-1}]$
ρ_d	Massa específica seca	$[ML^{-3}]$

ρ_w	Massa específica da água	$[ML^{-3}]$
τ	Fator de tortuosidade	$[LL^{-1}]$
ϕ	Carga hidráulica total	$[LL^{-1}]$
ψ	Sucção total	$[ML^{-1}T^2]$
ψ_m	Sucção mátrica	$[ML^{-1}T^2]$
ψ_o	Sucção osmótica	$[ML^{-1}T^2]$

1. INTRODUÇÃO

Inicialmente, os resíduos produzidos pelo ser humano eram irrisórios em termos quantitativos, se comparados com a produção pós-revolução industrial. O seu principal constituinte era a matéria-orgânica, que é um componente mais facilmente decomposto pelo meio ambiente. Em contrapartida, atualmente, a geração de resíduos está muito elevada, o descarte nem sempre é adequado, inclusive durante muitos anos foi negligenciado, principalmente, pelo seu baixo valor econômico aliado às questões culturais. Em termos de composição, os resíduos apresentam inúmeros contaminantes, cada vez mais agressivos ao meio ambiente mesmo em concentrações baixas, tais como os microcontaminantes emergentes.

No Brasil, entre os anos de 2003 a 2014, o País teve um crescimento de 29% na produção de resíduos sólidos, um valor aproximadamente três vezes superior ao aumento populacional observado no período, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2014). As consequências mais danosas dessa elevada produção ocorrem sobretudo quando há má gestão dos resíduos, configurada pela ausência de reciclagem, reutilização, e pior, disposição final em lixões e aterros controlados.

Foi nesse contexto, diante da má gestão dos resíduos na maior parte do Brasil, que o Governo Federal instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) por meio da lei nº 12.305 (Brasil, 2010) visando a extinção dos lixões e aterros controlados, implantação de políticas de reciclagem, reuso, coleta seletiva, compostagem e tratamento dos resíduos. Por mais que o prazo inicial de quatro anos tenha sido prorrogado até 2021, ainda assim, grandes lixões e aterros controlados estão passando pelo processo de desativação, dentre eles o presente na Capital Federal, o Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJC).

Entretanto, o fechamento do ACJC, assim como dos demais locais, precisa estar atrelado a uma investigação da contaminação do meio ambiente, concomitante a ações de monitoramento e remediação para que haja a contenção dos compostos e minimização de seus efeitos deletérios. Todas essas investigações são onerosas, despendem recursos humanos e financeiros.

Nos últimos anos, o ACJC está sendo amplamente estudado, com pesquisas direcionadas a quantificação de riscos à saúde humana (Nisiyama, 2019 *In Press*) e potencial de geração de biogás (Macedo, *In Press*). As estratégias adotadas nas pesquisas foram, respectivamente, proposição de uma ferramenta de *software* livre e da utilização de modelos de estimativa de biogás e metano. Nessa conjuntura, no que tange ao estudo da propagação dos contaminantes pelo meio poroso, também é importante a utilização de simulações e modelos, pois permitem

obter diagnósticos e reduzir custos, uma vez que direciona e otimiza as ações de remediação e monitoramento.

Para a geotecnia clássica, estudo do meio poroso saturado, muitas formulações e métodos já estão consolidados, tais como: as formulações de Ogata & Banks (1969) e Bear (1972). No caso dos modelos que simulam o fluxo na zona não saturada, os trabalhos são mais recentes pela complexidade do problema, mas já foram desenvolvidos alguns modelos que acoplam a solução de Richards e as equações de contaminantes. Em geral, aplicam-se modelos numéricos, dentre eles pode-se destacar: o Hydrus 1D apresentado por Simunek *et al.* (1998), capaz de simular o fluxo unidimensional de múltiplos solutos e do calor, e o simulador STOMP (*Subsurface Transport Over Multiple Phases*), em português, fluxo subterrâneo em múltiplas fases, desenvolvido por White & Oostrom (2006). Ambos os modelos baseados em elementos finitos. Em termos apenas do fluxo de água, tem-se MDI (Método Iota-delta) apresentado por Borges (2016) que propõe a resolução do fluxo na zona não saturada com a utilização de autômatos celulares.

A resolução do problema de transporte de contaminantes por soluções analíticas, entretanto permite a análise paramétrica, comparação e validação dos métodos numéricos, embora tenha por desvantagens as hipóteses simplificadoras assumidas. Nesse sentido, Salinas (2017) utilizou a abordagem aqui implementada com a consideração de outras soluções analíticas para o fluxo de contaminantes, obtendo resultados acurados ao aplicar seu modelo para um meio finito (rejeito), em escala laboratorial.

Esta pesquisa não possui apenas o objetivo de simular o fluxo considerando as equações para o meio não saturado integradas as do transporte de contaminantes, mas também aplicá-las em escala regional, pois com isso, é possível obter a pluma de contaminação não saturada, transiente e espacializada para a área de estudo. Tais simulações permitirão subsidiar as próximas pesquisas e espera-se com informações atualizadas das características do lixiviado poder estabelecer prognósticos e cenários representativos da área de estudo.

1.1 OBJETIVOS

Esta pesquisa possui por objetivo geral propor uma modelagem regional para o transporte de contaminantes inorgânicos em meios porosos não saturados. O modelo será elaborado tendo por alicerce as considerações de soluções analíticas e implementação de códigos matemáticos. De modo a atender o objetivo geral, propõe-se os seguintes objetivos específicos:

-
- Revisar os conceitos de fluxo e transporte de contaminantes em meios porosos não saturados, uma vez que esses serão os pilares para o desenvolvimento do modelo que abarca uma análise conjunta da variação do teor de umidade e do fluxo de solutos.
 - Realizar um inventário de dados para o ACJC, contendo suas principais características físicas, históricas e dos níveis de concentração dos contaminantes estimados, mediante levantamento bibliográfico e suplantando os dados faltantes com os obtidos na literatura para condições semelhantes de solo e contaminantes.
 - Implementar e calibrar os parâmetros de fluxo utilizando a formulação de Cavalcante & Zornberg (2017).
 - Propor um modelo de dupla camada sob as condições unidimensionais e transiente, desenvolvido a partir da implementação das formulações analíticas de fluxo (Cavalcante & Zornberg, 2017) e de contaminação (Bear, 1972).
 - Aplicar o modelo no ACJC para análise da mobilidade dos contaminantes inorgânicos Mg^{2+} e Cd^{2+} simulando o fluxo desses compostos e compará-los com os dados obtidos por Santos em 1996.

1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está subdividida em capítulos, seções e itens.

O Capítulo 1 apresenta a introdução dos principais aspectos que norteiam o fluxo de contaminantes no meio poroso não saturado, contempla ainda os objetivos que foram determinados para este estudo.

O Capítulo 2 apresenta o embasamento teórico necessário para a análise do fluxo de contaminantes em meios porosos. Para isso, possui duas seções que perpassam pelo estudo do comportamento e peculiaridades dos solos não saturados e do transporte de contaminantes. Cada uma das seções detalham o estado da arte de interesse ao tema abordado nesta dissertação.

O Capítulo 3 detalha os materiais utilizados, inventário de dados do Aterro Controlado do Jôquei Clube (ACJC), área escolhida para aplicação da modelagem da pluma de contaminação não saturada e, também apresenta a metodologia proposta para a implementação do modelo analítico em escala regional e de dupla camada.

O Capítulo 4 refere-se à caracterização da área de estudo, uma vez que se faz necessário a compreensão do território em que o ACJC se encontra inserido, fundamental para confecção do inventário de dados e obtenção dos parâmetros geotécnicos e hidráulicos de entrada no modelo proposto. Para isso, foram apresentadas as diversas características regionais, tais como: clima, geologia, hidrografia, pedologia, geomorfologia, hidrogeologia e topografia.

O Capítulo 5 apresenta inicialmente as peculiaridades do modelo proposto detalhando os aspectos de infiltração no meio não saturado acoplado ao transporte de contaminantes e descreve o raciocínio utilizado para a obtenção do modelo regional e de dupla camada. Compõe ainda esse capítulo a modelagem aplicada ao ACJC e seus principais resultados.

O capítulo 6 explicita as conclusões no que tange a aplicação da metodologia proposta para áreas submetidas à contaminação. Assim como, as implicações das hipóteses assumidas no modelo e os resultados obtidos na área de estudo. Além disso, o capítulo possui diversas recomendações e sugestões futuras para continuidade do tema abordado nesta dissertação.

De modo subsequente, listam-se as referências bibliográficas da dissertação. Apresenta-se ainda, os apêndices A e B que se referem, respectivamente, a estimativa anual do quantitativo de resíduos aterrados na região desde a década de 60 até o ano de 2018 e a modelagem analisada localmente considerando o meio homogêneo para o Cd^{2+} .

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA PARA ANÁLISE DO FLUXO DE CONTAMINANTES EM MEIOS POROSOS NÃO SATURADOS

Neste capítulo serão apresentados os principais conceitos que nortearão o estudo da modelagem do fluxo de contaminantes no meio poroso não saturado, fundamentando-se principalmente nos mecanismos de transporte de contaminantes.

2.1 COMPORTAMENTO E PECULIARIDADES DOS SOLOS NÃO SATURADOS

Como apontado por Fredlund & Rahardjo (1993), a Mecânica dos Solos Clássica se desenvolveu sob o paradigma de que o solo ou estava saturado ou seco. Porém, percebeu-se com o passar dos anos que em muitos problemas geotécnicos e ambientais o solo encontrava-se de forma não saturada, sendo os casos tradicionalmente estudados apenas dois tipos extremos e limitantes do mesmo. Entende-se por meio poroso não saturado, na definição de Lambe & Whitman (1969), como sendo um sistema trifásico composto por partículas sólidas e os fluidos ar e “água”). Já de acordo com Fredlund & Morgenstern (1977), haveria ainda uma quarta fase (interface ar-líquido) conhecida como membrana contrátil. No entanto, dado o pequeno volume da membrana contrátil, assume-se que essa é parte da fase líquida (Figura 2.1) e, portanto, é razoável considerar o solo um sistema trifásico.

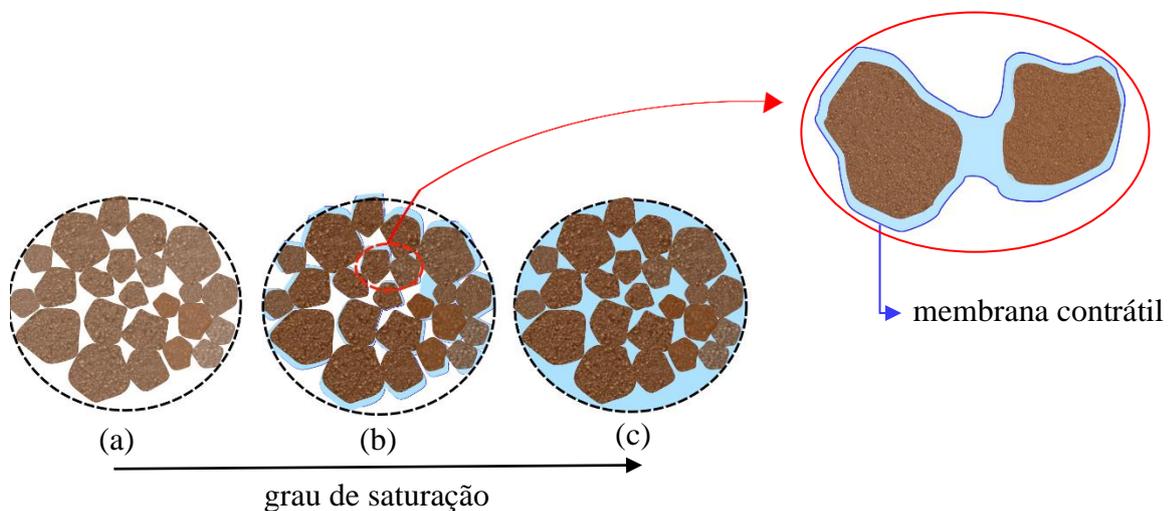


Figura 2.1- Os diferentes estados do solo: (a) seco, (b) não saturado e (c) saturado. Em (d) a representação de uma membrana contrátil (Adaptada de Fredlund & Rahardjo, 1993).

O estado em que o meio poroso se encontra depende de alguns fatores e fenômenos que serão discutidos a seguir. Ao longo da profundidade, a delimitação dos estados se dá pelo lençol freático, sendo que abaixo do mesmo, observa-se a zona saturada, na qual o meio poroso

encontra-se completamente preenchido por água. Essa, por sua vez, exerce uma pressão positiva, conhecida como poropressão, atuante em todas as direções e com igual magnitude no interior dos vazios. Em contrapartida, acima do lençol há uma complexidade alta advinda da coexistência da fase gasosa atrelada às fases líquida e sólida (zona não saturada), de modo que a poropressão é negativa e resulta da diferença das pressões do ar e da água somada a poropressão osmótica, denominada de sucção total, descrito com mais detalhe na seção 2.1.1

A complexidade da zona não saturada reside na sua heterogeneidade das fases líquida e gasosa ao longo da camada, já que é função dos fenômenos climáticos (caóticos e transientes) no topo superior, tais como infiltração, evapotranspiração e escoamento superficial, que afetam a percolação de fluido ao longo da zona. Por outro lado, na extremidade inferior, há influência da capilaridade, na qual o fluxo de água se desloca no sentido oposto ao da gravidade, podendo saturar por completo uma faixa do meio poroso. Os fenômenos supracitados, encontram-se esquematizados na Figura 2.2

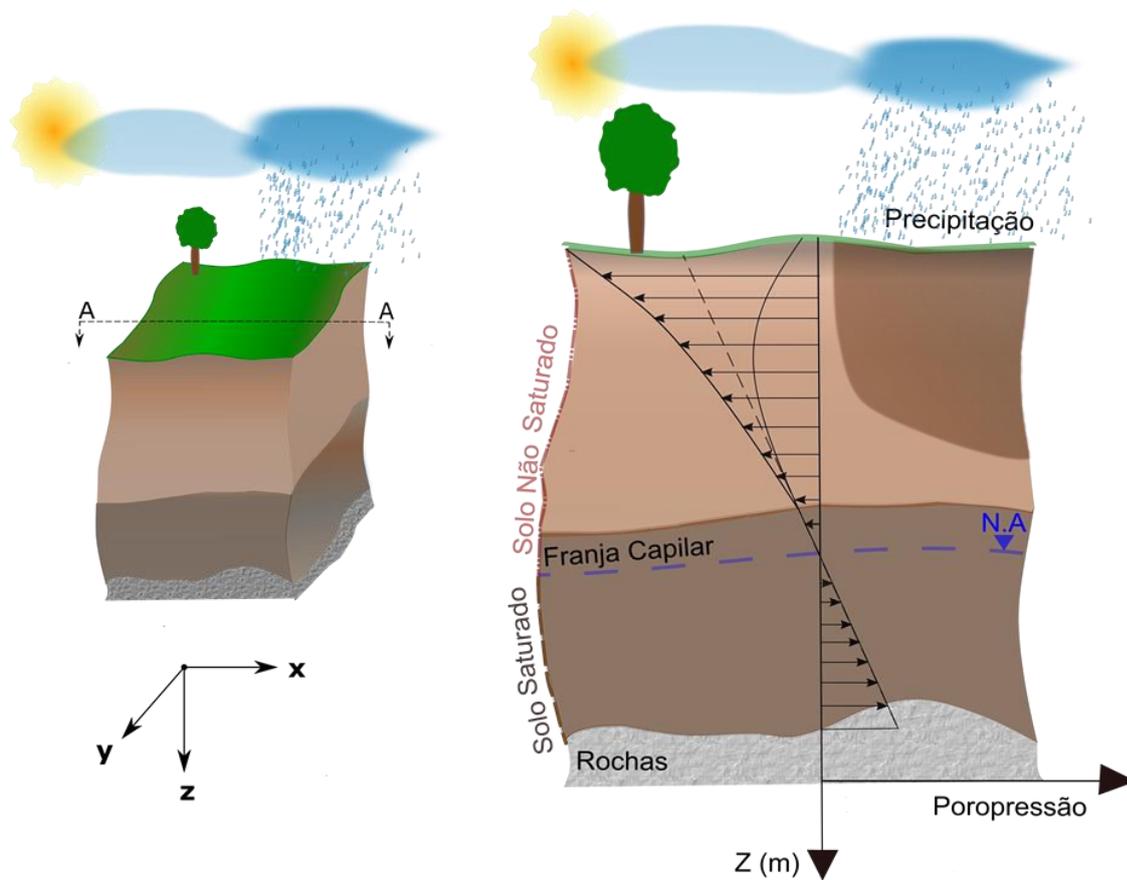


Figura 2.2- Estados e distribuição de poropressão em um solo homogêneo sob diferentes condições de contorno no topo superior (Adaptada de Lu & Likos, 2004).

O solo na condição não saturada, se comportará de acordo com as suas características intrínsecas de distribuição, retenção e liberação de água mediante as situações impostas, sejam hidrológicas de infiltração e/ou evapotranspiração, sejam pelos esforços mecânicos que alteram o seu estado de tensões. Desse modo, para o estudo da modelagem do fluxo de água em meios porosos não saturados é necessário o entendimento físico dos parâmetros de sucção e permeabilidade do fluido (saturada e não saturada) no meio poroso.

2.1.1 Sucção

A sucção é reconhecida no meio geotécnico como sendo uma variável fundamental para a compreensão do comportamento hidromecânico dos solos. Segundo Marinho (1997), o termo corresponde a pressão isotrópica do líquido intersticial, oriundo das condições físico-químicas, que faz com que o sistema de fluido-solo absorva ou libere água, por conseguinte, aumente ou reduza seu grau de saturação. De modo sintetizado, a sucção se trata de uma medida energética para avaliar a capacidade do meio poroso em reter água (Lee & Wray, 1995).

Em geral, a sucção total expressa pela Eq (1.1), corresponde à soma das parcelas de sucção mátrica (ψ_m) e osmótica (ψ_o), sendo que a primeira pode ser compreendida como a diferença entre a pressão do ar (u_a) e a pressão da água (u_w) resultando em uma pressão negativa que, por ocorrer nos vazios do meio poroso, é denominada de poropressão. Enquanto a osmótica corresponde à pressão parcial do vapor de água em equilíbrio com a água livre presente no solo, e, por também, ocorrer nos interstícios do mesmo, recebe o nome de poropressão osmótica, expressa por ψ_o .

$$\psi = \psi_m + \psi_o \quad (1.1)$$

em que, ψ representa a sucção total [$ML^{-1}T^{-2}$] e ψ_o a sucção osmótica [$ML^{-1}T^{-2}$].

A sucção mátrica está correlacionada com a matriz do solo, isto é, altamente dependente dos aspectos de forma e arranjo das partículas, assim como, mineralógicos, em que a poropressão negativa do líquido intersticial ocorre devido às forças capilares, em um nível macroestrutural, e de adsorção, em uma escala microestrutural (Figura 2.3).

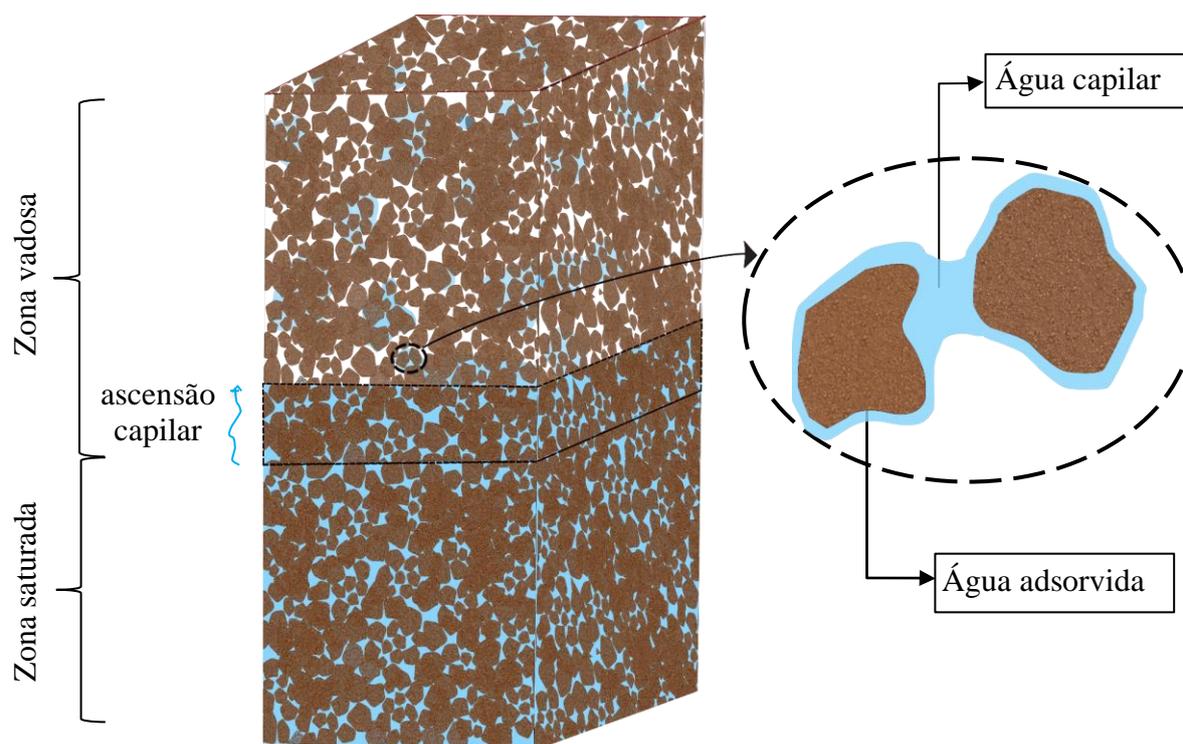


Figura 2.3- Representação da água capilar e adsorvida nas partículas de solo, assim como a delimitação da zona vadosa e saturada no meio poroso ao longo da profundidade.

Por outro lado, a sucção osmótica se dá em função dos solutos dissolvidos no líquido intersticial do meio poroso, que podem ser oriundos de sais orgânicos ou componentes inorgânicos. De acordo com Lu & Likos (2004), esses solutos provêm de duas fontes: intrusão com origem externa, ou seja, podem ser resultantes de processos naturais de lixiviação e/ou infiltrados no solo resultantes de fontes poluidoras, e intrusão com origem intrínseca advindas de solutos de ocorrência natural que estavam adsorvidos nas superfícies minerais do solo (tais como cátions trocáveis adsorvidos por partículas de argila).

Em grande parte dos problemas geotécnicos, a parcela osmótica é desprezada, tendo em vista que a sucção mátrica apresenta uma variação mais significativa para o comportamento geomecânico do meio poroso, tal constatação é respaldada por Fredlund e Rahardjo (1993). Além desse fato, é preciso ressaltar que a quantificação dessa componente da sucção total é complicada, pois as técnicas de medição possuem limitações de escala e de sensibilidade, como expresso na Tabela 2.1.

2.1 Comportamento e peculiaridades dos solos não saturados

Tabela 2.1- Métodos e suas especificidades para a medição da sucção (Villar, 2002)

Métodos	Sucção	Faixa de Sucção (kPa)	Tempo	Observações
Funil de Placa Porosa	Matricial	0-70	horas	Sucção é aplicada diretamente à amostra. Bom para baixas sucções onde a precisão das panelas é limitada; emprega a técnica da translação de eixos
Câmara de Richards	Matricial	0 - 1.500	horas	Depende da capacidade da pedra porosa (pressão de entrada de ar); continuidade da fase ar.
Membrana de Pressão	Matricial / Total	até 10.000	dias	Emprega a técnica da translação de eixos; Emprega membrana de celulose; tempo de resposta: depende da condutância da pedra porosa.
Tensiômetro	Matricial	0-70	Minutos	Sensibilidade do elemento de medida; existem tensiômetros baseados em princípios osmóticos; tensiômetro de alta capacidade (pressões de 1 atm).
Papel Filtro	Matricial (papel - solo em contato)	30 - 30.000	7 dias	Depende do contato entre o solo; necessita de calibração do papel;
	Total (papel - solo sem contato)	400 - 30.000	7 a 14 dias	Evitar a formação de fungos; pesagem: precisão 0,0001 g.
Blocos Porosos	Matricial	10 - 1.000	Semanas	Baseia-se na condutividade elétrica dos materiais porosos (gesso, fibra de vidro, etc). resistência elétrica (ohms \times sucção). Desvantagens: solubilidade do gesso, histerese, sensível a altas sucções.
Psicrômetro	Total / Osmótica	100 - 8.000	Minutos	Depende de controle de temperatura rigoroso, principalmente em baixas sucções; mais recomendado para laboratório; sucção osmótica: mede sucção de extrato da solução do solo (confiabilidade precária).
Sensores de Condutividade de Térmica	Osmótica	todos os valores	Minutos	Condutividade elétrica do extrato da solução; concentração do soluto; extrato mais psicrômetros: resultados precisos. Solução com concentração conhecida, umidade relativa, sucção total.
Equilíbrio de Vapor	Total	todas as faixas acima de 400	Dias	Amostra de solo em dessecador sem contato com a solução até o equilíbrio de peso; equilíbrio demorado.
Princípios Osmóticos	Matricial	200 a 1.600	Horas	Solo em contato com solução com concentração conhecida (umidade relativa conhecida) através de membrana seletiva; Solução de PoliEtilenoGlicol (PEG), peso molecular 20.000; útil para instalar e controlar sucção em ensaios.

No caso de análises de fluxo de contaminantes é preciso que se tenha uma maior cautela na análise da importância da parcela osmótica, tendo em vista que as concentrações dos solutos dissolvidos na água alteram a carga de pressão do meio poroso, e, podem sim, serem significativas nos parâmetros intervenientes na modelagem do fluxo de contaminantes.

O estudo da sucção torna-se relevante se realizado conjuntamente com relação ao teor de água existente nos poros do solo. Assim, os estudos para fenômenos em solos não saturados são sempre respaldados nas curvas de retenção ou característica *Soil-Water Characteristic Curve* (SWCC), em português, curva característica solo-água, na qual apresenta a sucção em função da quantidade de água que pode ser expressa em termos de teor de umidade volumétrica (θ_w) relação entre o volume de água pelo volume total, teor de umidade gravimétrica, w , razão entre a massa da água e dos sólidos, ou ainda, pode ser representado em termos do grau de saturação (S_r).

2.1.1.1 Curva Característica Solo-Água (SWCC)

De acordo com Lu & Likos (2004) os mecanismos físicos e físico-químicos que são responsáveis pela sucção apresentados na seção anterior dependem do teor de umidade no sistema solo-ar-água. Assim sendo, teores relativamente baixos de água representam valores altos de sucção, pois a água intersticial encontra-se adsorvida às partículas de solo formando filmes envoltos no mesmo, de modo que para a sucção o efeito da adsorção seja o predominante. Por outro lado, quando o teor de água existente no sistema é elevado, o valor correspondente à sucção é baixo, no qual o efeito da capilaridade predomina no sistema, sendo governado pela estrutura das partículas e arranjo dos poros. A parcela osmótica, por sua vez, é constante no processo a menos que haja alteração da concentração dos solutos dissolvidos no meio.

A Figura 2.4 apresenta uma curva de sucção típica em função do teor de umidade volumétrica presente no solo. Cada uma das zonas será detalhada adiante para a compreensão dos fenômenos que acarretam nesse formato de gráfico.

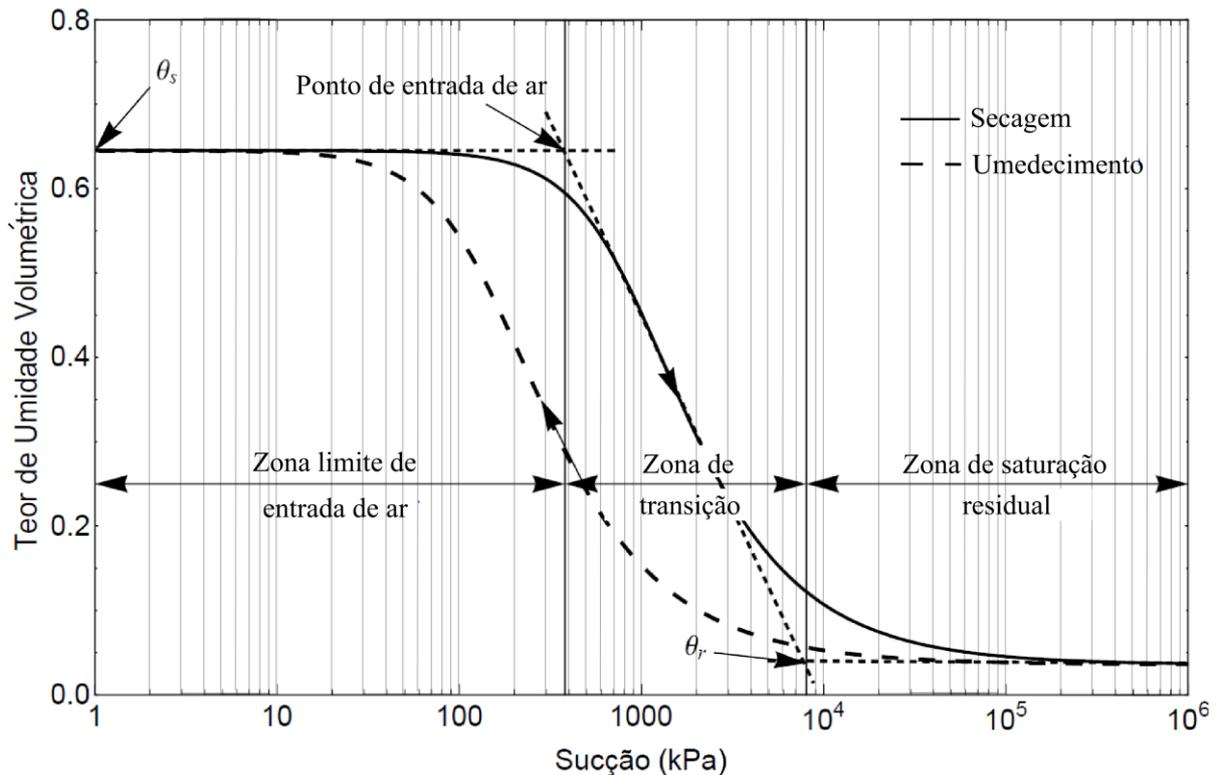


Figura 2.4- Características e parâmetros de uma curva de sucção típica delimitada pelas zonas com limite de entrada de ar, transição e de saturação residual (Adaptada de Salinas, 2017).

Na primeira zona da SWCC, o meio se encontra praticamente saturado, tem-se aqui o teor de umidade volumétrica saturada (θ_s), representado por valores de sucção próximos a zero. Essa zona se estende até o "ponto de entrada de ar", cuja uma das interpretações físicas é a do ponto com máxima sucção que os maiores poros do material são capazes de suportar sem serem drenados (Gitirana Jr et al., 2015). Tal constatação encontra-se na relação do tamanho de poro e raio de menisco com a sucção matricial.

Por sua vez, na zona intermediária, observa-se um decréscimo nos valores de saturação representando uma drenagem do solo sob um aumento da sucção, isto é, associa-se esse trecho à água livre presente nos macroporos do meio poroso. A demarcação desse trecho da curva se dá inicialmente no "Ponto de entrada de ar" até a sucção correspondente ao teor de umidade volumétrica residual (θ_r), sendo essa a umidade volumétrica mínima de água presente no solo. A zona intermediária também demarca a água correspondente aos microporos.

O último trecho da curva ou zona residual, possui início no ponto correspondente ao teor de umidade volumétrica residual (θ_r) indo até valores de sucção extremos. Nesse estágio percebe-se que mesmo com elevados incrementos de sucção não há variações significativas na redução da quantidade de água presente no solo.

Apesar das características e parâmetros supracitados, comuns a essas curvas, elas apresentam variações de forma que dependem de diversos fatores físicos e eletroquímicos que correspondem ao tipo de solo, como apresentado por Gitirana Jr. & Fredlund (2004) e sintetizado por Salinas (2017), tanto no que se refere ao aspectos granulométricos e de arranjo estrutural quanto mineralógicos, assim como história de tensões, umidade inicial, diferentes tensões de adensamento e condições de compactação. Dentre eles, o teor de umidade inicial e a história de tensões ao qual foi submetida o meio poroso são os que apresentam a maior influência no comportamento da curva característica de meios porosos finos (Vanapalli et al., 1999; Marinho, 2005). A Figura 2.5 apresenta algumas curvas e suas peculiaridades de acordo com o tipo de solo.

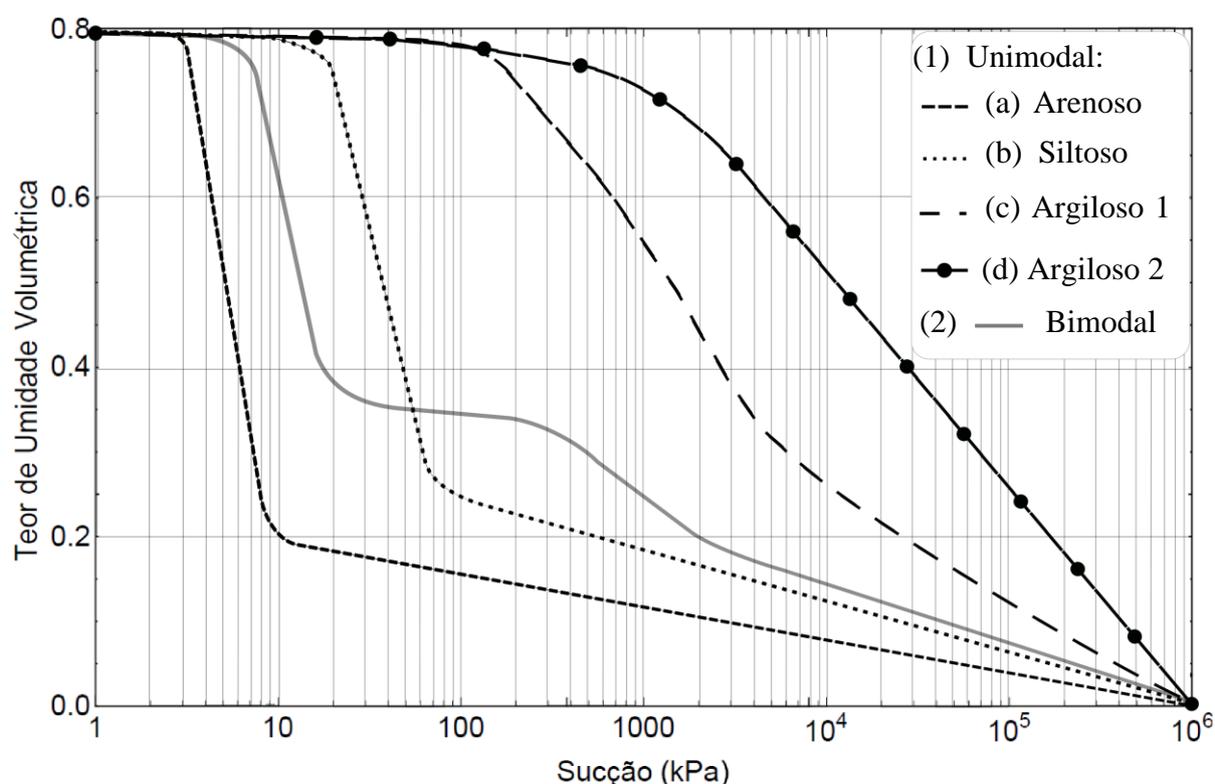


Figura 2.5- Curvas Características para diferentes tipos de solo (Adaptada de Gitirana Jr. & Fredlund, 2004).

Percebe-se que as curvas ilustradas na Figura 2.5 estão subdivididas em dois grupos. O primeiro refere-se às curvas unimodais que apresentam apenas uma zona de transição, sendo assim nominadas, pois quando se analisa a distribuição de poros do solo mediante a primeira derivada da curva característica observa-se um formato de sino, análogo às curvas de funções de densidade de probabilidade, tais como t de Student e Normal, que possuem em comum a presença de uma única moda.

As diferenças existentes nas curvas do grupo unimodal se dão devido aos tipos de solo que apresentam textura e tamanho de poros diversos. As SWCCs dos solos ilustrados apresentam formato típico com o expresso na Figura 2.4. Observa-se que a diferença básica entre as curvas correspondentes aos solos arenosos e siltosos (curvas 1a e 1b na Figura 2.5) se dá nos pontos de entrada de ar que, em geral, são maiores devido ao menor tamanho dos poros. No caso dos solos argilosos (curvas 1c e 1d na Figura 3) observa-se valores de entrada de ar superiores as curvas 1a e 1b. Ressalta-se que todas as curvas apresentadas pelos autores pressupõem que a água do meio é totalmente removida em sucções iguais a 10^6 kPa, portanto não há no modelo, o teor de umidade volumétrica residual.

O segundo grupo diz respeito aos solos bimodais que apresentam dois tipos de distribuição de poros, observados principalmente em solos tropicais por Camapum de Carvalho et al. (2002). Tal característica relatada pelos autores nesse tipo de solo ocorre devido ao processo pedogenético, típico de perfis de solos bem drenados e desenvolvidos em regiões de climas tropicais úmidos. Segundo Gitirana Jr. et al., (2015), os solos descritos perpassam por intensos processos de laterização e, assim, apresentam estruturas com micro e macroporos formados durante o intemperismo pela agregação física com predomínio de lixiviamento do solo e processos biológicos.

Para a modelagem do fluxo na zona não saturada e para representações das SWCCs de forma gráfica é preciso que a curva característica do solo seja expressa matematicamente, e tradicionalmente, diversos autores propuseram modelos de ajuste a partir dos dados experimentais, tais como: Van Genuchten (1980), Fredlund & Xing (1994) e Aubertin *et al.* (1998), todos com características unimodais, sendo que o último aplicado também para curvas de umedecimento e secagem. Apenas Gitirana e Fredlung (2004) propuseram uma formulação para solos bimodais (elevado grau de complexidade e de parâmetros). As formulações encontram-se expressas na Tabela 2.2.

Tabela 2.2- Modelagens propostas para a Curva Característica.

Referência	Equações	Descrição dos parâmetros
Gitirana Jr & Fredlung (2004)	$S = \frac{S_1 - S_2}{1 + (\psi / \sqrt{\psi_{b1}\psi_{res1}})^{d_1}} + \frac{S_2 - S_3}{1 + (\psi / \sqrt{\psi_{res1}\psi_{b2}})^{d_2}} + \frac{S_3 - S_4}{1 + (\psi / \sqrt{\psi_{b2}\psi_{res2}})^{d_3}} + S_4 \quad (1.1)$	<p>Parâmetros de ajuste: 8. 4 hipérboles são necessárias em um modelo Bimodal, com 5 assíntotas definidas em (0, 1), (ψ_{b1}, 1), (ψ_{res1}, S_{res1}), (ψ_{b2}, S_b), (ψ_{res2}, S_{res2}) e (10^6, 0) Além disso, há diversos parâmetros para definição dos ângulos de rotação das hipérboles, decaimento da curva de secagem.</p>
Aubertin <i>et al.</i> (1998)	$S_r = S_c + S_a(1 - S_c) \quad (1.2)$ $S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right] e^{-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2} \quad (1.3)$ $S_a = C(\psi) \left(\frac{a}{e^{1/3} \psi^{1/6}} \right) \psi_{90}^{2/3} \quad (1.4)$ $C(\psi) = \left[1 - \frac{\ln \left(1 - \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + 10^6 / \frac{\psi}{\psi_r} \right)} \right] \quad (1.5)$	<p>Parâmetros de ajuste: 3 (a, h_{co} e m); $h_{co}=1$ a $2,5\psi_b$ (cm H₂O) $S_r = \theta/\theta_s$; a $\approx 0,006$ (curva de secagem) $\psi_r = 15 \times 10^3$ (cm H₂O) e = índice de vazios</p>
Fredlund & Xing (1994)	$\theta_w = C(\psi) \frac{[\theta_s]}{\left\{ \ln \left[e + \left(\frac{\psi}{a_f} \right)^{n_f} \right] \right\}^{m_f}} \quad (1.6)$ <p>onde, C(ψ) está expresso na Eq. (1.5)</p>	<p>Parâmetros de ajuste: 3 (a_f, m_f, n_f) a_f = parâmetro do solo função do volar de entrada de ar (kPa) m_f = parâmetro do solo que função da taxa de extração de água do solo, uma vez que o valor de entrada de ar foi excedido. n_f = parâmetro do solo função da sucção o teor de umidade encontra-se na faixa residual e = número neperiano (e=2,718)</p>
Van Genuchten (1980)	$\theta_w = \theta_r \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + \left(\frac{\psi}{a_f} \right)^{n_f} \right]^{m_f}} \quad (1.7)$	<p>Parâmetros de ajuste do solo, citados na Eq. (1.6) de Fredlund & Xing (1994)</p>

A grande dificuldade de implementação dessas formulações encontra-se na variedade de parâmetros e ausência de correlação da maioria com as propriedades físicas do solo ou até com

características específicas das curvas, de tal modo que não se possa extrair informações dos parâmetros do solo e inviabilize as análises de sensibilidade e estatísticas.

A formulação proposta por Cavalcante & Zornberg (2017), apresentada na Eq. (2.1), torna-se diferencial dos demais modelos por apresentar apenas um único parâmetro de ajuste hidráulico (δ) que, por sua vez, é proporcional à inclinação inicial da SWCC e se relaciona fisicamente com a distribuição e tamanho dos poros.

$$\theta_w(|\psi|) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \exp(-\delta |\psi|) \quad (2.1)$$

onde, θ_w corresponde ao teor de umidade volumétrica em função da sucção total [L^3L^{-3}]; θ_r é o teor de umidade volumétrica residual [L^3L^{-3}]; θ_s é o teor de umidade volumétrica saturado [L^3L^{-3}] e δ parâmetro de ajuste hidráulico [$M^{-1}L^1T^2$].

Entretanto, esse modelo apenas se aplica para casos unimodais e para condições de contorno específicas. O modelo será explanado a posteriori no item 2.2.1.

2.1.2 Condutividade hidráulica do solo

A capacidade do meio poroso em transmitir o fluido é conhecida como condutividade hidráulica (Fetter *et al.*, 2018), sendo que dependendo do estado em que o solo se encontra, ela se dará de forma saturada ou não saturada. Ressalta-se que esse parâmetro não é análogo ao de permeabilidade, ou ainda permeabilidade intrínseca (K), porque este considera as propriedades inerentes do solo enquanto o primeiro considera também as propriedades do fluido percolante. A permeabilidade intrínseca pode ser expressa, como sendo

$$K = Cd^2 \quad (2.2)$$

onde, C é a constante de proporcionalidade [*adimensional*] e d o diâmetro efetivo dos poros [L].

Dentre os diversos fatores que influem no K , como apresentado por Das (2007) e Cavalcante (2017), pode-se ressaltar: distribuição e tamanho dos poros, granulometria das partículas de solo, forma e textura, composição mineralógica, estrutura, grau de compactação e teor de umidade, que estão expressos na Figura 2.6

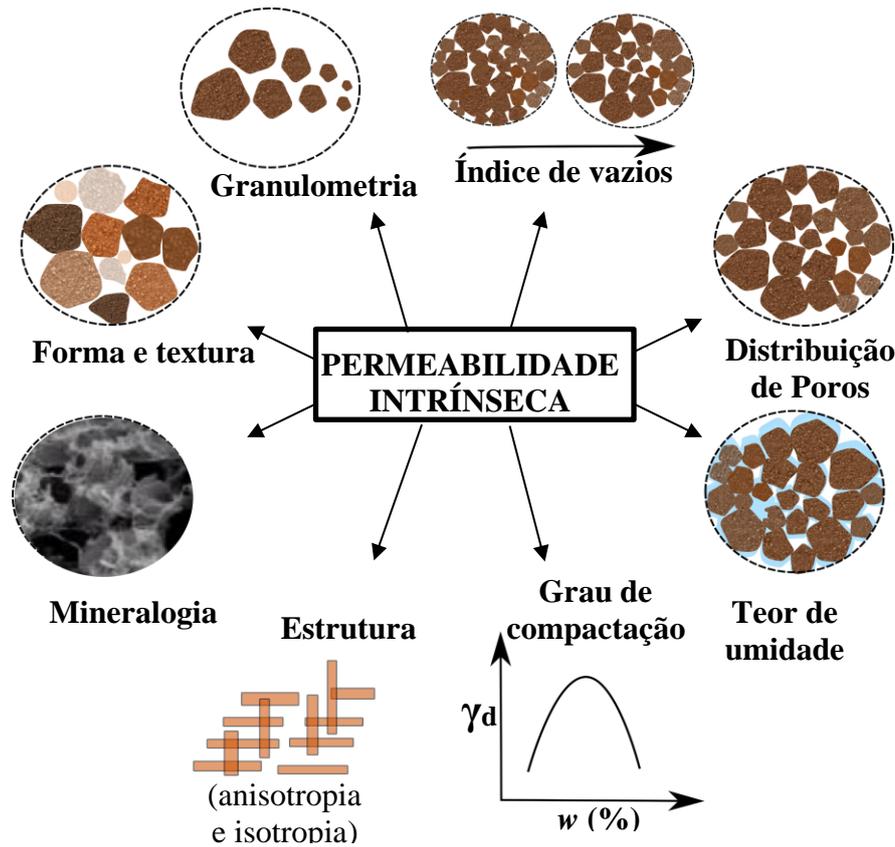


Figura 2.6- Fatores que influenciam o parâmetro K (Adaptada de Cavalcante, 2017).

No caso da condutividade hidráulica, a expressão matemática relaciona, como já foi mencionado, as propriedades inerentes do meio (K), assim como, as do fluido percolante (ρ_w e μ), como pode ser observado na Eq. (2.3):

$$k = K \frac{\rho_w g}{\mu} \quad (2.3)$$

onde, k é a condutividade hidráulica [LT^{-1}], ρ_w é a massa específica da água [ML^{-3}]; g a aceleração da gravidade [LT^{-2}] e μ a viscosidade do fluido [$ML^{-1}T^{-1}$]

O solo na condição saturada apresenta condutividade hidráulica máxima ou saturada (k_s), uma vez que todos os vazios do meio poroso se encontram preenchidos pelo fluido, a sua condução se dá devido aos fatores mencionados, principalmente, pela presença dos poros comunicantes. Se trata de uma grandeza tensorial, isto é, resultado de um produto de dois vetores que requer nove componentes para ser completamente caracterizada, cabível de simplificação de acordo com as considerações das direções principais de fluxo e de anisotropia ou isotropia do meio poroso.

Com a diminuição do grau de saturação, os macroporos, os principais responsáveis pela condutividade hidráulica do meio, serão os primeiros a serem drenados, de modo que há uma interrupção do fluxo, no qual o fluido neles remanescente se concentrará na forma de meniscos no contato com as partículas circundantes. Assim, a predominância do fluido passa a ocorrer nos microporos, podendo reduzir a condutividade hidráulica em até cinco casas decimais, de tal modo que, para valores altos de sucção, isto é, teores de umidade baixos, torna-se necessário gradientes hidráulicos ou intervalos de tempo muito elevados para que seja possível observar fluxo.

Desse modo, como a condutividade hidráulica não saturada é função da sucção, há alta complexidade para a determinação desse parâmetro. Em geral, para sua aferição utilizam-se equipamentos como permeâmetros ou infiltrômetros que, por terem sido desenvolvidos para medição da condutividade hidráulica saturada, desencadeiam na não representatividade das propriedades do solo no estado não saturado, sobretudo nos efeitos de sucção.

Devido ao desenvolvimento ainda em curso das tecnologias, formas e normas para sua determinação representativa, métodos indiretos têm sido muito utilizados, isto é, relações empíricas que tenham por variáveis a condutividade hidráulica saturada e a curva característica do solo.

Todos os fenômenos supracitados e peculiaridades do solo não saturado precisam ser analisados para que haja compreensão do processo de fluxo no meio poroso que, por sua vez, é alicerce para o estudo de transporte de contaminantes.

2.2 FLUXO EM MEIOS POROSOS NÃO SATURADOS

O fluxo de água no solo é função da energia acumulada, isto é, devido à existência de vazios interconectáveis pelos quais a água pode fluir de pontos de alta energia para pontos de baixa energia (Das, 2007). A equação de Richards--formulação que rege o fluxo de água no meio poroso não saturado--é resultante da combinação das formulações que correspondem a três princípios físicos básicos de conservação: a equação de Bernoulli, da continuidade e a lei de Darcy-Buckingham (Fredlund e Rahardjo, 1993).

A origem do estudo de fluxo nos solos ocorreu com a proposição da formulação empírica de Darcy para o meio poroso saturado, diante da observação do fluxo de água em temperatura constante por meio dos vazios intersticiais do solo, do tipo arenoso, com granulometria uniforme, homogêneo, isotrópico e não deformável. Darcy (1856) constatou que o fluxo de

água unidimensional ocorria de modo proporcional ao gradiente hidráulico, conforme a Equação (2.4):

$$v = -ki \quad (2.4)$$

onde, v é a velocidade do fluido [LT^{-1}]; k condutividade hidráulica saturada [LT^{-1}] e i o gradiente hidráulico [adimensional].

A formulação de Darcy, Eq. (2.4), pode ser generalizada para as três dimensões espaciais (x , y e z), desde que a carga hidráulica seja também descrita em função dessas coordenadas. Para o caso especial em que o tensor k possua anisotropia orientada nas direções principais, tem-se que:

$$v_i = -k_i \frac{d\phi}{di}, \quad i = \{x, y, z\} \quad (2.5)$$

Na formulação percebe-se a presença do gradiente hidráulico, que corresponde a uma medida de energia. Em outras palavras, a lei de Darcy afirma que a existência do fluxo ocorre se, e somente se, há um gradiente energético. Para compreensão desse termo considera-se a equação de Bernoulli, respaldada na mecânica dos fluidos, que pode ser expressa em termos de ϕ , carga hidráulica total [L], que corresponde à energia potencial do fluido pelo seu peso específico ($\rho_w \cdot g$), de tal modo que:

$$\phi = z + \frac{v^2}{2g} + \frac{u_w}{\gamma_w} \quad (2.6)$$

onde, z é a carga altimétrica [L], u_w poropessão que a água está submetida [$MT^{-2}L^{-1}$], γ_w peso específico da água [$MT^{-2}L^{-2}$] e g é a aceleração da gravidade [LT^{-2}].

Ressalta-se na Eq. (2.6) o primeiro termo correspondente a energia potencial gravitacional armazenada por meio da cota altimétrica z , a parcela cinética do fluido, ($v^2/2g$), que pode ser desprezada tendo em vista que a velocidade do fluxo (v) é muito pequena no meio poroso (Bear, 1972) e, por fim, o terceiro termo que representa a pressão do fluido. A Eq. (2.6) de modo simplificado, é portanto expressa, como sendo:

$$\phi = z + \frac{u_w}{\gamma_w} \quad (2.7)$$

Para o caso não saturado, Buckingham em 1907 baseando-se nas teorias dos fluxos de calor e elétrico, propôs que condutividade hidráulica fosse função da sucção (Buckingham, 1907; Borges 2016). Pela semelhança com a formulação de Darcy, passou a ser conhecida como Equação de Darcy-Buckingham que pode ser expressa, como sendo:

$$v_i = k_i(\psi) \frac{d\phi}{di} , \quad i = \{x, y, z\} \quad (2.8)$$

onde, $k_i(\psi)$ é a condutividade hidráulica em função da sucção total (ψ) nas direções x, y e z [LT^{-1}].

Já a formulação de Bernoulli, expressa pela Eq. (2.7), também foi reescrita para a consideração do meio poroso não saturado, entretanto alterou-se a orientação do eixo vertical, que inicialmente está apontando para cima, uma vez que segundo Borges (2016), a adoção desse eixo no sentido oposto, ou seja, no sentido gravitacional, permite uma melhor representação matemática do fenômeno físico. Assim a Eq. (2.7) é reescrita da seguinte maneira:

$$\phi = -z + \frac{\psi}{\gamma_w} \quad (2.9)$$

Por meio da Eq. (2.9), pode-se finalmente obter as três componentes de velocidade de fluxo para o meio não saturado, como:

$$v_x = -\frac{k_x(\psi)}{\gamma_w} \frac{\partial \psi}{\partial x} \quad (2.10)$$

$$v_y = -\frac{k_y(\psi)}{\gamma_w} \frac{\partial \psi}{\partial y} \quad (2.11)$$

$$v_z = k_z(\psi) \left(1 - \frac{1}{\gamma_w} \right) \frac{\partial \psi}{\partial z} \quad (2.12)$$

Para obtenção da formulação de fluxo no meio não saturado, há ainda que se considerar a equação da continuidade que, por sua vez, está alicerçada no princípio da conservação de massa. A equação fundamenta-se na diferença entre as massas de fluido que entram e saem de um Volume Elementar Representativo (*VER*) que, por sua vez, se igualam à taxa de variação do armazenamento de massa. A Figura 2.7 ilustra o fluxo no *VER*.

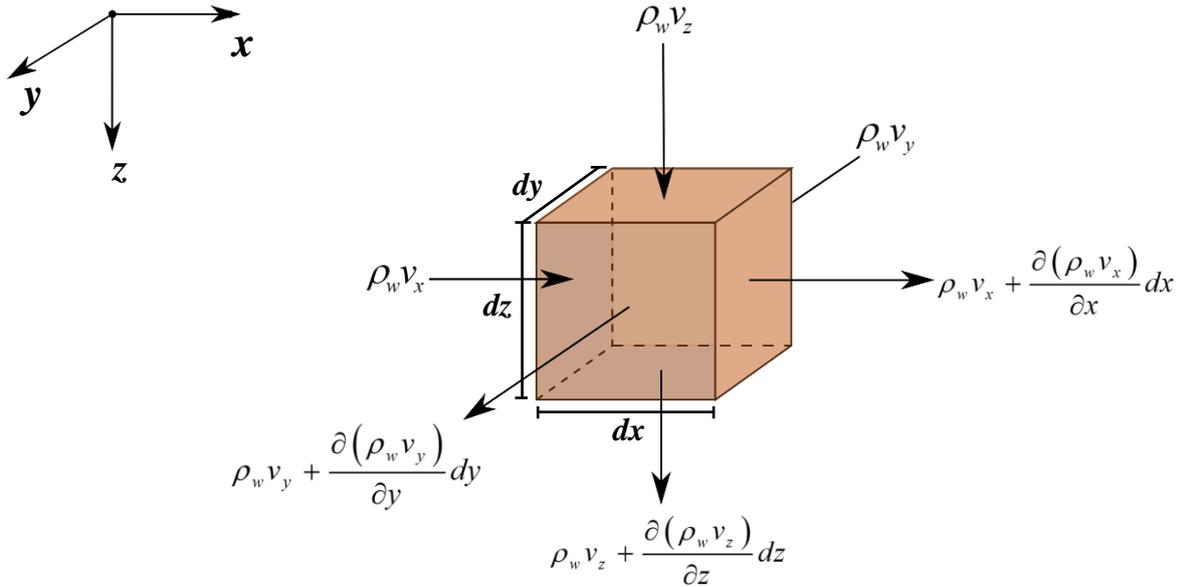


Figura 2.7- Representação dos fluxos de entrada e saída de massa no Volume Elementar Representativo (VER).

O fluxo de massa no VER, $\dot{m}_{entrada}$ [$M T^{-1}$], em um dado tempo, pode ser expresso matematicamente por:

$$\dot{m}_{entrada} = \rho_w v_x (dydz) + \rho_w v_y (dxdz) + \rho_w v_z (dxdy) \quad (2.13)$$

Similarmente, o fluxo de massa que sai do VER, \dot{m}_{saida} [$M T^{-1}$], em um dado tempo, é dado por:

$$\begin{aligned} \dot{m}_{saida} = & \left[\rho_w v_x + \frac{\partial(\rho_w v_x)}{\partial x} dx \right] (dydz) + \left[\rho_w v_y + \frac{\partial(\rho_w v_y)}{\partial y} dy \right] (dxdz) \\ & + \left[\rho_w v_z + \frac{\partial(\rho_w v_z)}{\partial z} dz \right] (dxdy) \end{aligned} \quad (2.14)$$

Já a massa armazenada no VER, $\dot{m}_{armazenada}$ [$M T^{-1}$], é dada pela diferença entre o fluxo de massa que entra ($\dot{m}_{entrada}$) e o que sai (\dot{m}_{saida}), em um certo tempo, isto é:

$$\dot{m}_{armazenado} = (-1) \left[\frac{\partial(\rho_w v_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho_w v_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho_w v_z)}{\partial z} \right] dx dy dz \quad (2.15)$$

É sabido que o fluxo armazenado representa a taxa de variação do teor de umidade nos vazios dentro do VER, de tal modo que:

$$\dot{m}_{armazenado} = \frac{\partial(\rho_w \theta_w)}{\partial t} dx dy dz \quad (2.16)$$

Portanto, igualando-se as Equações (2.15) e (2.16), obtém-se:

$$\frac{\partial(\rho_w \theta_w)}{\partial t} = - \frac{\partial(\rho_w v_x)}{\partial x} - \frac{\partial(\rho_w v_y)}{\partial y} - \frac{\partial(\rho_w v_z)}{\partial z} \quad (2.17)$$

Considerando que ρ_w é constante, em razão da suposição da incompressibilidade do fluido, então por simplificação a Eq. (2.17) pode ser reescrita:

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial v_x}{\partial x} - \frac{\partial v_y}{\partial y} - \frac{\partial v_z}{\partial z} \quad (2.18)$$

Ao substituir cada um dos termos de velocidade da Eq. (2.18) por suas respectivas expressões, Eq. (2.10), (2.11) e (2.12), obtém-se a Equação de Richards para o fluxo não saturado, transiente e tridimensional:

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{k_x(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\frac{k_y(\psi)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left(\frac{1}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] \quad (2.19)$$

A equação diferencial parcial de Richards, expressa na Eq. (2.19), que simula o fluxo em um meio não saturado, é dependente de todas as propriedades do solo (curva característica e função de condutividade hidráulica) que, por sua vez, são altamente não lineares, de tal modo que a implementação analítica nos mais diversos estudos foram pautadas em condições estacionárias e hidráulicas simplificadas (tais como: Philip, 1960; Parlange *et al.*, 1992; Cavalcante, *et al.*, 2013, e Swamee, *et al.*, 2014), sendo que a consideração transiente raramente é apresentada. Entretanto, Cavalcante & Zornberg (2017) apresentaram propostas inovadoras para sua solução que serão detalhadas no item subsequente.

2.2.1 Soluções analíticas para equação de Richards

As soluções apresentadas nesse estudo são importantes, como explicitado por Borges (2016), pois permitem validar os modelos numéricos mediante a comparação com os resultados analíticos, facilitar as implementações computacionais e análises paramétricas em razão de serem soluções fechadas. O desenvolvimento das formulações teve por pressuposto a consideração da equação de Richards de modo unidimensional (apenas na direção z) e tendo o

teor de umidade volumétrica como variável independente, conhecida pela equação de Fokker-Planck (Philip, 1969; Bear, 1979), como sendo:

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_z(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} \right] - \frac{\partial k_z(\theta_w)}{\partial z} \quad (2.20)$$

Em que,

$$D_z(\theta_w) = \frac{k_z(\theta_w)}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial \theta_w} \quad (2.21)$$

Onde, D_z é a difusividade não saturada da água na direção z [L^2T^{-1}].

O benefício de expressar a equação de Richards em função do teor de umidade volumétrica, (θ_w) está na parcela difusiva (D_z), já que essa não varia tanto quanto a condutividade hidráulica não saturada (k_z) varia com a sucção, ψ , além de $k_z(\theta_w)$ apresentar menos histerese (Fredlung & Rahardjo, 1993; Cavalcante & Zornberg, 2017).

Uma adaptação na maneira de escrever a equação de Fokker-Planck pelos autores permitiu a obtenção das soluções analíticas mediante a analogia com a Equação de Advecção-Dispersão (ADE) do transporte de contaminantes. De tal modo que a Eq. (2.20), é tida por:

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_z(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} \right] - a_s(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} \quad (2.22)$$

onde

$$a_s(\theta_w) = \frac{\partial k_z(\theta_w)}{\partial \theta_w} \quad (2.23)$$

Como a Eq. (2.22) apresenta três variáveis desconhecidas (θ_w , k_z e ψ) faz-se necessário que sejam estabelecidas duas relações experimentais para tornar a equação passível de resolução. Por conseguinte, os autores propuseram relações para a curva característica e de condutividade hidráulica não saturada, tendo a sucção como variável independente. As relações descritas estão apresentadas na Figura 2.8, bem como suas respectivas representações gráficas.

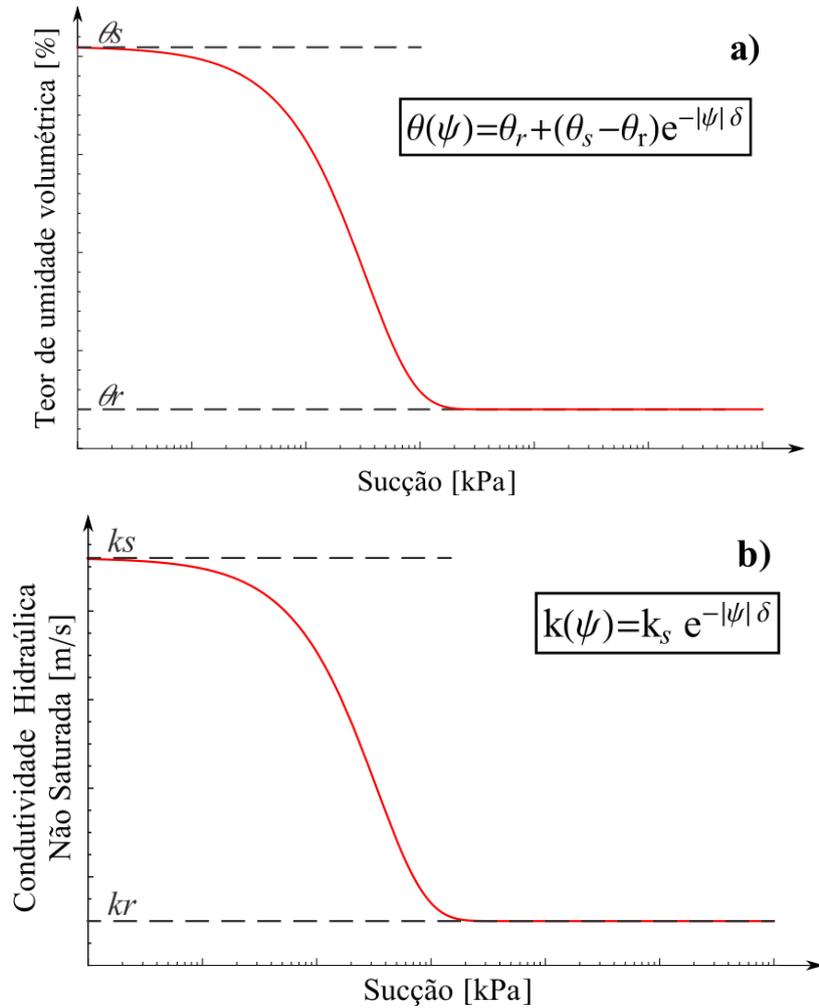


Figura 2.8- Apresenta as formas das curvas: característica (a) e de condutividade hidráulica não saturada (b), obtidas com o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) e suas formulações. Desse modo, as parcelas advectiva, Eq. (2.23), e difusiva, Eq. (2.21), podem ser reescritas, em termos de:

$$\bar{a}_s = \frac{k_s}{(\theta_s - \theta_r)} \quad (2.24)$$

$$\bar{D}_z = \frac{k_s}{\delta(\theta_s - \theta_r)\rho_w g} \quad (2.25)$$

onde, \bar{a}_s é o fluxo advectivo não saturado constante [LT^{-1}] e \bar{D}_z coeficiente de difusividade não saturada constante da água na direção z [L^2T^{-1}].

Assim, com a consideração dos termos de difusividade e advecção constantes (\bar{D}_z e \bar{a}_s) na formulação de Richards, Eq. (2.19), os autores propuseram domínios e condições iniciais e de

contorno para obtenção das soluções analíticas. Serão explicitadas adiante os resultados obtidos com as considerações de contorno de Dirichlet nas simulações de solo com comprimento semi-infinito (caso 1) e finito (caso 2).

Ressalta-se que o modelo, por estar alicerçado na formulação de Richards, traz consigo todas as limitações e considerações que foram feitas durante a sua formulação, isto é, toda a variação do teor de umidade volumétrica ocorre devido à variação do grau de saturação, uma vez que a porosidade (n) é constante temporalmente e espacialmente.

A condição inicial para a resolução de ambos os casos foi a da existência de um teor de umidade inicial uniforme para toda a coluna de solo:

$$\theta_w(z, 0) = \theta_i \quad (2.26)$$

onde, θ_i é o teor de umidade volumétrica inicial [L^3L^{-3}].

A primeira condição de contorno nos dois casos, foi a de haver um teor de umidade constante no topo superior, θ_0 , para todo o tempo analisado, isto é,

$$\theta_w(0, t) = \theta_0 \quad (2.27)$$

Já como segunda condição de contorno, na posição inferior da coluna de solo, tem-se uma condição semi-infinita, para o caso 1, expressa pela Eq. (2.29), enquanto para o segundo caso, tem-se uma condição análoga, porém para uma coluna de solo com comprimento finito (L), como pode ser observado na Eq. (2.29):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial z}(\infty, t) = 0 \quad (2.28)$$

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial z}(L, t) = 0 \quad (2.29)$$

Essas condições inferiores expressam que para uma dada profundidade conhecida, L , ou que tenda ao infinito, o teor de umidade e, por consequência, a sucção assumam um valor constante e o gradiente hidráulico na direção z iguale-se a uma unidade. Cada uma das condições de

contorno e inicial supracitadas nos casos 1 e 2 encontram-se esquematizados na Figura 2.9

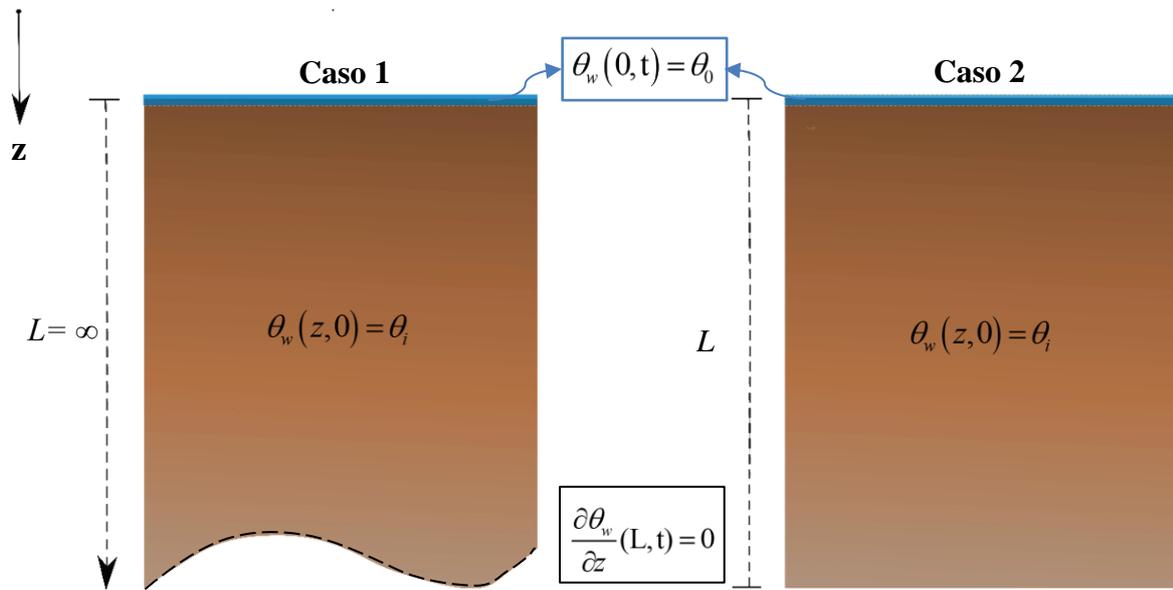


Figura 2.9- Representação dos casos 1 e 2 propostos por Cavalcante & Zornberg (2017).

A solução analítica para o caso 1 (semi-infinito) expressa por Cavalcante & Zornberg (2017), é a seguinte:

$$\theta_w(z, t) = \theta_i + (\theta_0 - \theta_i) A(z, t) \quad (2.30)$$

onde, $A(z, t)$ é dado por:

$$A(z, t) = \frac{1}{2} \left[e^{\frac{\bar{a}_s z}{D_z}} \operatorname{Erfc}(Z_{+1}) + \operatorname{Erfc}(Z_{-1}) \right] \quad (2.31)$$

em que,

$$Z_{\pm 1} = \frac{z \pm \bar{a}_s t}{2\sqrt{D_z t}} \quad (2.32)$$

e a função erro complementar $\operatorname{erfc}(Z)$, é por definição:

$$\operatorname{erfc}(Z) = 1 - \frac{2}{\pi} \int_0^Z \exp(-t^2) dt \quad (2.33)$$

Considerando o caso 2, a solução analítica, por sua vez, é expressa, como sendo:

$$\theta_w(z, t) = \theta_i + (\theta_0 - \theta_i) B(z, t) \quad (2.34)$$

Onde, $B(z, t)$ é dado por:

$$B(z, t) = 1 - \sum_{m=1}^{\infty} \frac{2\beta_m \sin\left(\frac{\beta_m z}{L}\right) \exp\left(\frac{\bar{a}_s z}{2\bar{D}_z} - \frac{\bar{a}_s^2 t}{4\bar{D}_z} - \frac{\beta_m^2 \bar{D}_z t}{L^2}\right)}{\left[\beta_m^2 + \frac{\bar{a}_s L}{2\bar{D}_z} + \left(\frac{\bar{a}_s L}{2\bar{D}_z}\right)^2\right]} \quad (2.35)$$

no qual, β_m , são os auto-valores correspondentes às raízes positivas da equação:

$$\beta_m \cot(\beta_m) + \frac{\bar{a}_s L}{2\bar{D}_z} = 0 \quad (2.36)$$

De acordo com os autores, apenas a consideração dos quatro primeiros dígitos da série são suficientes para a obtenção de resultados acurados, de tal forma que a Eq. (2.35) pode ser aproximada por:

$$\begin{aligned} B(z, t) = & \frac{1}{2} \operatorname{erfc}(Z_{-1}) + \frac{1}{2} \exp\left(\frac{\bar{a}_s z}{\bar{D}_z}\right) \operatorname{erfc}(Z_{+1}) \\ & + \frac{1}{2} \left[2 + \frac{\bar{a}_s (2L - z)}{\bar{D}_z} + \frac{\bar{a}_s^2 t}{\bar{D}_z} \right] \exp\left(\frac{\bar{a}_s L}{\bar{D}_z}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{2L - z + \bar{a}_s t}{2\sqrt{\bar{D}_z t}}\right) \\ & - \sqrt{\frac{\bar{a}_s^2 t}{\pi \bar{D}_z}} \exp\left(\frac{\bar{a}_s L}{\bar{D}_z} - \frac{(2L - z + \bar{a}_s t)^2}{4\bar{D}_z t}\right) \end{aligned} \quad (2.37)$$

Na próxima secção será estudado o transporte de contaminantes, esse tópico vem de modo subsequente, visto que a sua estrutura é análoga a um modelo de fluxo (Bear & Cheng, 2010). Enquanto no modelo de fluxo a quantidade transportada é a massa da fase líquida, no transporte de contaminantes a quantidade transportada é a massa das substâncias químicas. No primeiro caso, a quantidade medida é a densidade, já no segundo caso a quantidade é a concentração de espécies químicas.

2.3 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM MEIOS POROSOS

Primeiro, é importante ressaltar a diferença dada nesta pesquisa para as palavras contaminante e poluente, já que a recorrência frequente aos temas de impactos ambientais, tornou dúbios ou sinônimos tais termos. A definição aqui adotada, baseia-se em Chapman (2007), no qual a contaminação do ambiente se dá pela presença de substâncias exógenas ou em concentrações superiores às naturais, porém sem que efeitos negativos sejam necessariamente causados, já a poluição é um reflexo de uma contaminação em excesso, isto é, essas substâncias encontram-se em concentrações tão elevadas que provocam efeitos deletérios para o funcionamento do ecossistema local.

A utilização do termo contaminante/contaminação neste estudo ocorre de forma majoritária, uma vez que possui significado amplo, isto é, nem todo contaminante pode ser considerado poluente, entretanto todo poluente é um contaminante. Além disso, almeja-se que os métodos apresentados possam ser aplicados a quaisquer situações que envolvam uma variação da concentração de substâncias e que permitam subsidiar uma análise *a posteriori* dos impactos no meio ambiente e para sociedade.

O processo de percolação das substâncias químicas no solo depende tanto das características do contaminante quanto do meio poroso. De modo geral, de acordo com Bear & Cheng (2010), estando o contaminante dissolvido (no estado líquido) ou em forma de solução aquosa, o processo de contaminação se iniciará na zona vadosa (na superfície do terreno) na qual inúmeros processos biológicos e químicos ocorrem até alcançar o aquífero subjacente. Quando alcança o aquífero, o contaminante é transportado pela água até rios, lagos ou poços de bombeamento. Durante o processo ocorre uma transformação do contaminante que geralmente se reflete na mudança da concentração das espécies químicas dissolvidas devido às reações químicas e transferências de interfaces, como a dissolução da matriz sólida.

Na Figura 2.10 tem-se um exemplo de como ocorre o processo de contaminação do subsolo devido ao deslocamento das substâncias químicas, nesse caso, presentes no lixiviado (líquido resultante da decomposição dos resíduos orgânicos mais as parcelas de contribuição externa, principalmente, precipitação e escoamento superficial). Na qual, pode-se observar um fluxo predominante unidimensional na zona vadosa, enquanto na zona saturada, o contaminante se desloca de acordo com o fluxo de base.

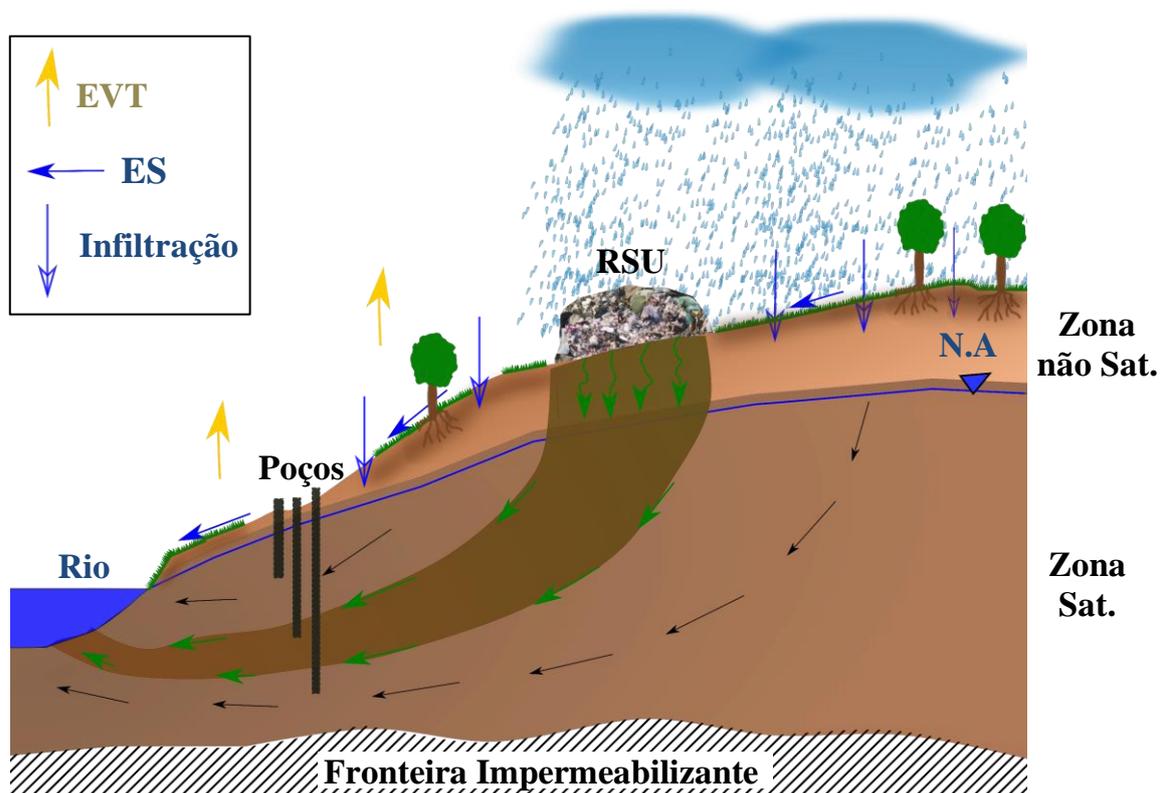


Figura 2.10- Exemplo de migração de contaminante proveniente de resíduos sólidos
(Adaptado de Boscov, 2008).

A contaminação, em alguns casos, a depender da fonte que a emana, quantidade, tipo e aspectos locais do meio poroso, pode se deslocar apenas na zona vadosa, sem que necessariamente adentre a zona saturada. Essa mobilidade reduzida do contaminante na zona não saturada ocorre por diversos fatores, dentre eles: a condutividade hidráulica dessa camada ser sempre inferior à permeabilidade saturada, além das interações microbiológicas atuantes na porção mais superficial, retenção pelas raízes das plantas e as interações físico-químicas que podem ocorrer entre o solo e o contaminante. Tais aspectos conferem ao solo o título de filtro natural, entretanto possui uma capacidade limitada de atuação que precisa ser monitorada.

Por outro lado, nos casos em que o contaminante é liberado em grandes quantidades ou de modo contínuo, espera-se que a contaminação ao longo do tempo ocorra também no meio poroso saturado como ilustrado na Figura 2.10, na qual, a água subterrânea contaminada pode vir a alcançar poços de água para abastecimento ou irrigação, ou ainda, pelo ciclo hidrológico as águas superficiais, como lago e cursos d'água (Bosco, 2008).

Por mais que o contaminante não chegue diretamente aos poços ou às águas subterrâneas e superficiais, ainda sim, devem ser feitos estudos sobre suas concentrações, uma vez que fica retido nos grãos de solo e há absorção nos vegetais mediante sucção da solução infiltrada pelas raízes. Assim, a depender de seu quantitativo no meio, pode resultar em diversos efeitos deletérios principalmente no caso de contaminantes bioacumuladores (como os metais pesados) ou outras substâncias tóxicas, restringindo-se às plantas ou transmitido aos demais níveis tróficos.

Há alta complexidade no estudo do transporte de contaminantes, uma vez que há coexistência de inúmeros processos que podem interferir na locomoção da solução contaminada ao longo do solo. O conhecimento sobre a percolação de solutos é aprimorado continuamente, visto que, os desafios para compreensão desses processos perpassam várias áreas da ciência. Esses processos são função do meio poroso e do tipo de contaminante e, além dos já existentes, milhares de outros (microcontaminantes emergentes) surgem em razão da produção de novas substâncias.

Inicialmente, o estudo do transporte de solutos no solo foi apresentado por Slichter (1899), que considerava apenas a advecção pura assumindo uma velocidade média de infiltração. Já a teoria da advecção-dispersão começou a ser formulada a partir de 1950, tendo contribuições de Ogata & Banks (1961), Bear (1961), entre outros, que observaram que o fenômeno puramente advectivo não descrevia bem como ocorria o fluxo no solo. Outros processos de interação solo-contaminante foram incorporados nessa discussão na década de 70 com as pesquisas de Bear (1972) e Freeze & Cherry (1979).

De um modo geral, os mecanismos de transporte atualmente estudados são subdivididos em físicos e bio-físico-químicos, como está apresentado na Figura 2.11. Dentre esses, há um destaque para os processos físicos de advecção e dispersão hidrodinâmica, enquanto os bio-físico-químicos englobam uma série de processos e de reações entre a solução contaminada e o solo (retardamento ou aceleração e degradação ou decaimento).

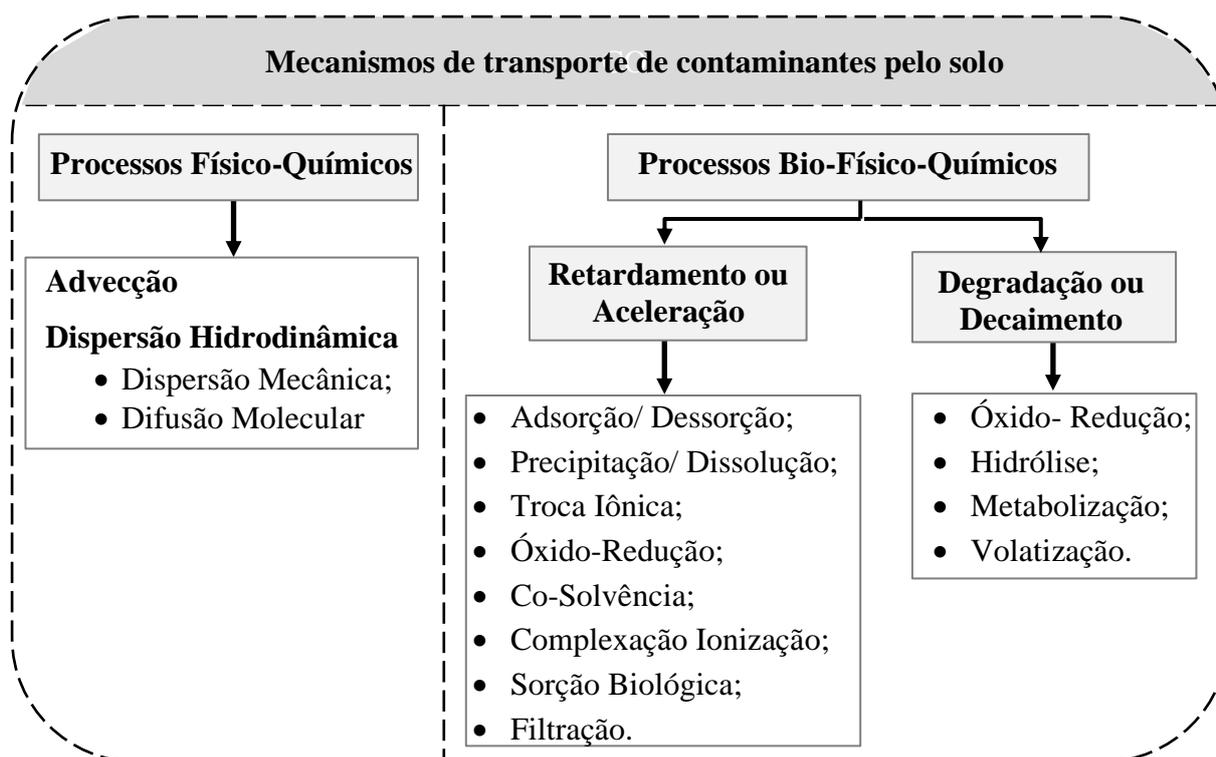


Figura 2.11-Fluxograma com os principais processos de transporte de contaminantes

(Adaptado de Thomé & Knop, 2006).

A abordagem clássica descreve esses processos apenas na zona saturada do solo, entretanto nos últimos anos devido aos avanços tecnológicos acrescidos das necessidades de compreensão no ramo da hidrogeologia e geotecnia, têm-se a ampliação desses fenômenos para solutos multifásicos, zona não saturada, meios fraturados e heterogêneos.

Nas seções subsequentes cada um dos processos será descrito com enfoque em termos de modelagem para a zona vadosa. A ampliação da abordagem clássica para a zona não saturada pode ser feita de forma direta. Assim sendo, substitui-se o parâmetro de porosidade pelo teor de umidade volumétrica, já que na zona vadosa a variação do θ_w possui o efeito óbvio de reduzir a área da secção transversal na qual o contaminante pode percolar (Fityus *et al.*, 1999).

2.3.1 Mecanismos físico-químicos de transporte

A advecção é considerado um mecanismo primário de transporte, no qual o contaminante percola o solo devido a existência de um gradiente hidráulico, em que o movimento do fluido se dá nos macroporos. Esse processo é regido pelo deslocamento do solvente, de tal modo que a concentração do soluto se mantém constante. A velocidade se equivale à velocidade média de percolação em meios porosos, comumente referenciada para zona vadosa, como a velocidade de Darcy-Buckingham.

O fluxo de massa advectivo, J_a , pode ser escrito em termos da velocidade de percolação do fluido e é proporcional ao teor de umidade volumétrica, já que leva em consideração apenas a seção transversal pela qual o fluido pode atravessar (Fetter, 1993; Hillel, 2003; Bear & Cheng, 2010):

$$J_a = v_p \theta_w c_w \quad (2.38)$$

onde, c_w é a concentração do contaminante dissolvido no fluido [ML^{-3}] e v_p velocidade de percolação ou velocidade real de fluxo em função do teor de umidade [LT^{-1}].

Assim a velocidade de percolação, v_p , é descrita como sendo (Hillel, 2003; Bear & Cheng, 2010):

$$v_p = \frac{v}{\theta_w} \quad (2.39)$$

onde, v correspondente a a velocidade de Darcy-Buckingham, expressa na Eq. (2.8). A relação entre as velocidades encontra-se esquematizada na Figura 2.12.

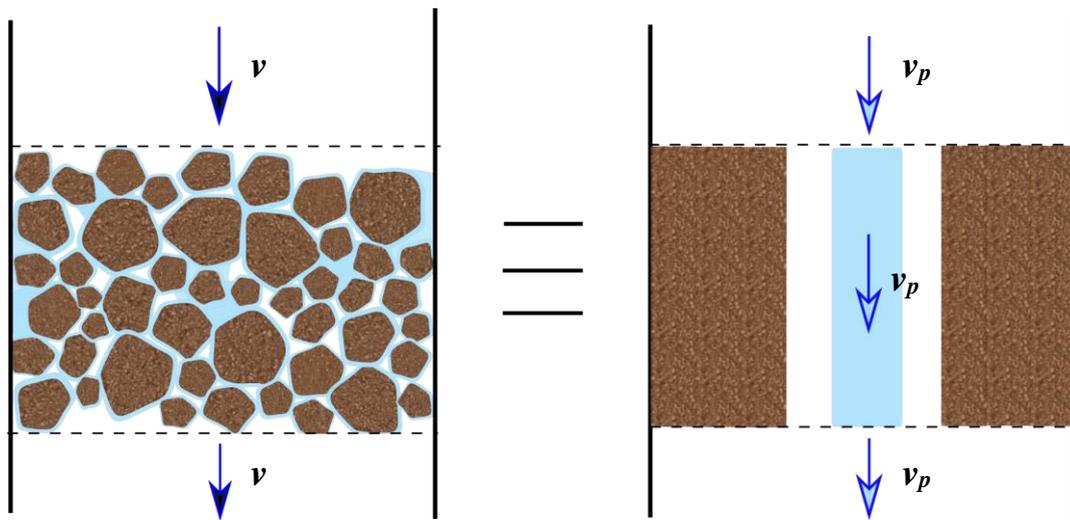


Figura 2.12- As velocidades v e v_p de um soluto perpassando por um volume de solo não saturado (Modificado de Pinto, 2000).

Já a dispersão hidrodinâmica caracteriza-se por ser um processo de mistura irreversível e transiente, em que ocorre o espalhamento do contaminante ao longo da estrutura porosa, dessa forma o pico de concentração decresce, enquanto a frente de contaminação se move (Freeze & Cherry, 1979). O processo de espalhamento do contaminante causado pela dispersão hidrodinâmica está representado na Figura 2.13.

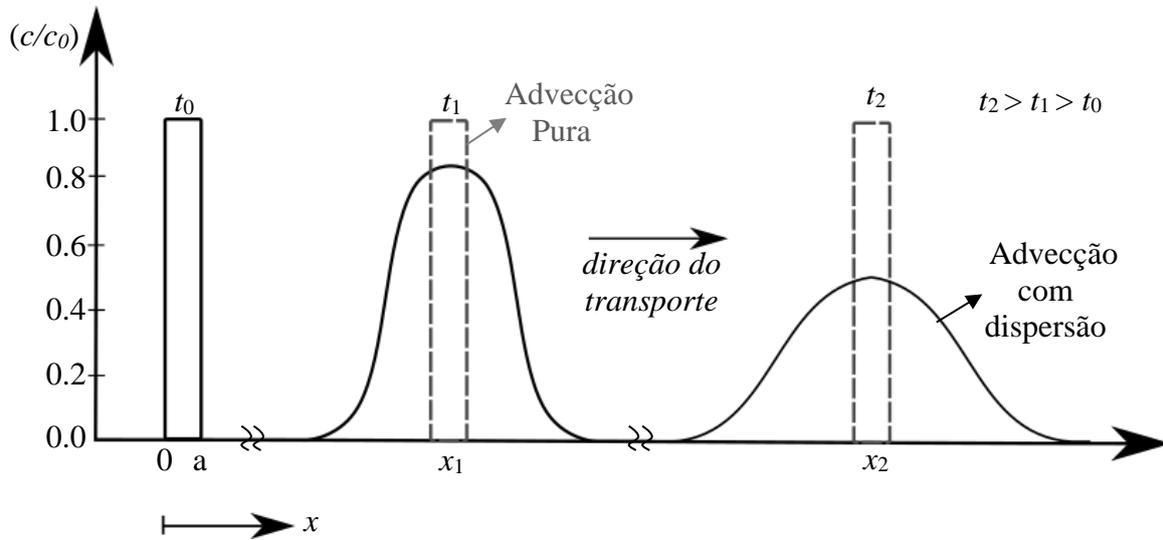


Figura 2.13- Transporte e espalhamento de um soluto devido à advecção e dispersão hidrodinâmica. Uma fonte pontual de contaminante foi injetada em $x [0, a]$, no tempo t_0 com uma concentração inicial de c_0 (Adaptado de Vargas, 2001; Fetter *et al.*, 2018).

Esse espalhamento se dá pela combinação de dois mecanismos: dispersão mecânica e difusão molecular e que serão descritos, respectivamente, nas Seções 2.3.1.1 e 2.3.1.2. De tal modo que matematicamente, o coeficiente de dispersão hidrodinâmico é expresso como sendo:

$$D_h = D_m + D^* \quad (2.40)$$

onde, D_h indica o coeficiente de dispersão hidrodinâmica [$L^2 T^{-1}$]; D_m o coeficiente de dispersão mecânica [$L^2 T^{-1}$] e D^* coeficiente de difusão molecular [$L^2 T^{-1}$].

2.3.1.1 Dispersão mecânica

A dispersão mecânica ou hidráulica ocorre durante a advecção, sendo ocasionada pelo movimento do fluido. Fenômeno perceptível na escala macroscópica, porém é resultante dos processos que ocorrem nos poros individuais. De acordo com Bear (1972), esses efeitos possuem três causas básicas: (i) Alguns poros são maiores que os outros, o que permite que o fluido se mova mais rapidamente nesses poros; (ii) Algumas partículas fluidas percorrem caminhos mais longos que outras em uma mesma distância linear devido à existência de tortuosidades, reentrâncias e interligações entre os canais, e (iii) à medida que o fluido se move nos vazios percebe-se uma velocidade maior no centro e nula na superfície dos grãos. Esses fatores estão ilustrados na Figura 2.14.

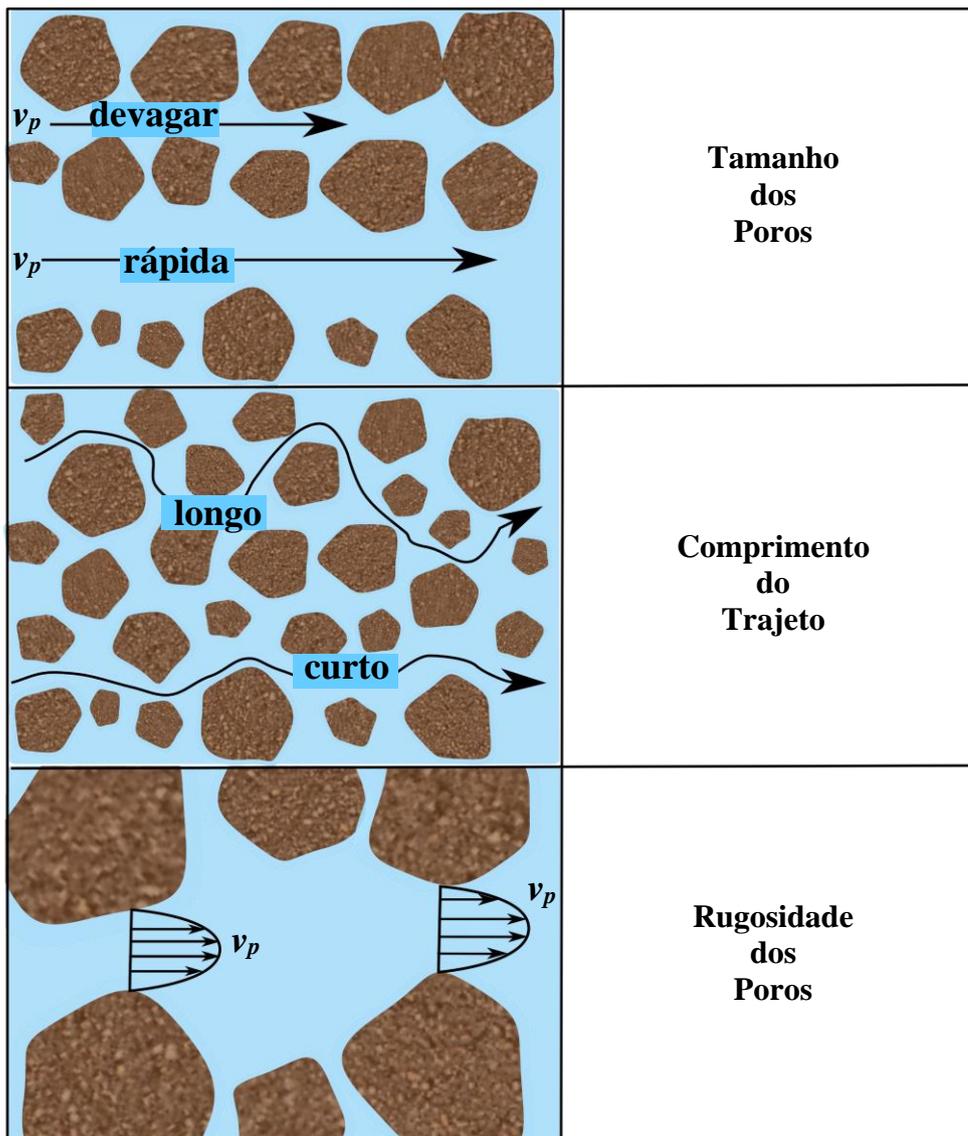


Figura 2.14- Mecanismos responsáveis pela dispersão mecânica (Modificado de Fetter, 1993; Boscov, 2008).

A dispersão mecânica é, portanto, um espalhamento em relação à direção do fluxo médio em razão da variação de velocidade em magnitude e direção no espaço dos vazios (Boscov, 2008). Segundo Fetter (2018), se todo o fluido contendo um soluto viajasse na mesma velocidade, ele deslocaria a água que não apresenta o soluto e haveria uma interface abrupta entre os dois fluidos, porém devido à existência da variação da velocidade, ocorre uma mistura na direção do fluxo que é denominada de dispersão longitudinal. A dispersão mecânica na direção longitudinal é expressa por:

$$D_m = \alpha_{dL} v_p \quad (2.41)$$

onde α_{dL} é o coeficiente de dispersividade longitudinal [L].

O fluxo de massa por dispersão mecânica em meios porosos não saturados está pautada na primeira Lei de Fick, segundo o fluxo é proporcional ao gradiente de concentração:

$$J_m = -\theta_w D_m \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (2.42)$$

onde, J_m é o fluxo devido a dispersão molecular [$ML^{-2}T$].

Outro processo que atua no transporte de contaminantes e está associado à dispersão hidrodinâmica é a difusão molecular, fenômeno microscópico no qual as moléculas se movimentam devido à diferença de concentração, não estando relacionado à velocidade de percolação, isto é, ocorre mesmo na ausência da advecção. Seu conceito e suas peculiaridades serão explorados na seção a seguir.

2.3.1.2 Difusão molecular

A difusão é o processo pelo qual constituintes iônicos ou moleculares se movem em razão da sua energia térmico-cinética na direção do gradiente de concentração e em sentido oposto a este. A difusão causa um fluxo de partículas de soluto no nível microscópico das regiões de maior para as de menor concentração, mesmo que o fluido não esteja se movimentando (Bosco, 2008).

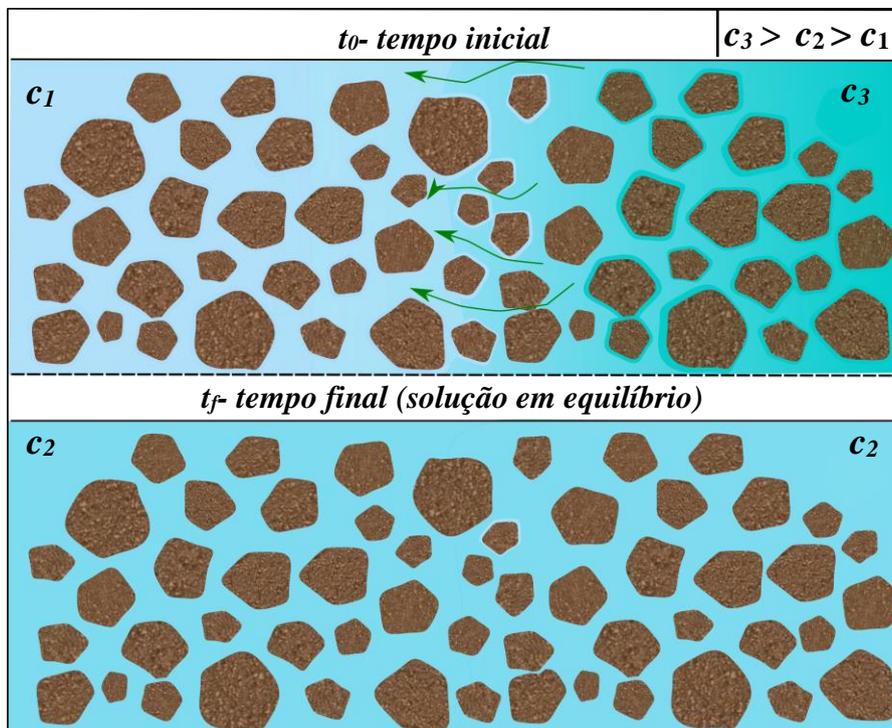


Figura 2.15- Ilustração do fenômeno de difusão molecular em que ocorre o fluxo de contaminantes até que a solução atinja o equilíbrio.

Na literatura comumente encontra-se o coeficiente de difusão do contaminante em solução aquosa (D_0), porém o fenômeno de difusão molecular é sempre mais lento em meios porosos do que em solução livre. Uma das razões para tal encontra-se na tortuosidade dos caminhos, já que o fluido precisa desviar das partículas sólidas que ocupam parte da seção transversal, como pode ser observado na Figura 2.16.

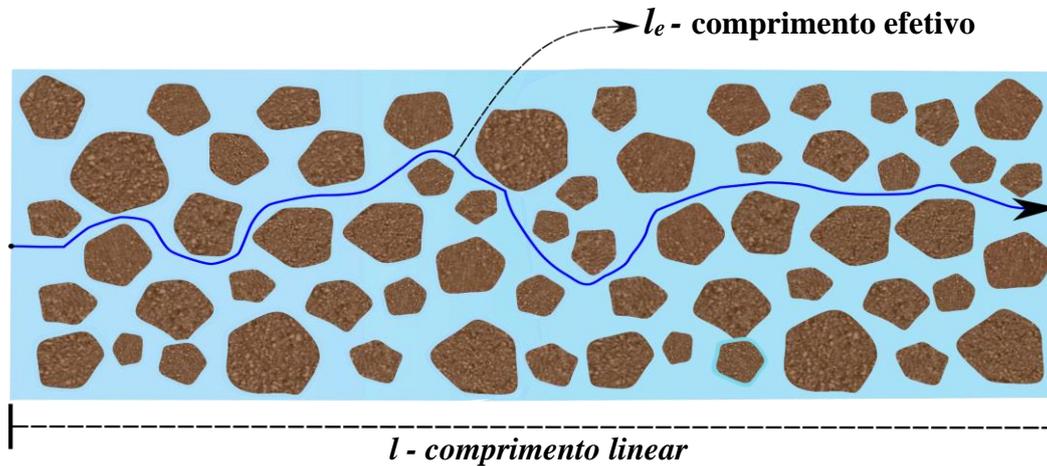


Figura 2.16- Conceito de comprimento efetivo em meios porosos (adaptado de Shackelford & Daniel, 1999).

Esse caminho pelo qual o fluido percola é dependente da tortuosidade, que matematicamente é descrita em função dos comprimentos linear e efetivo, como sendo:

$$\tau = \left(\frac{l}{l_e} \right)^2 \quad (2.43)$$

onde l é o comprimento linear em escala macroscópica, isto é, o módulo do vetor deslocamento $[L]$; l_e o comprimento efetivo pelo qual o fluido percola $[L]$, em escala microscópica; e τ fator de tortuosidade $[L^{-1}]$. Os valores de tortuosidade variam de $0,2 \leq \tau \leq 0,4$ para o caso de solos argilosos compactados segundo Shackelford (2000).

O coeficiente de difusão molecular no meio poroso pode ser correlacionado com o coeficiente de difusividade em solução livre. Essa relação ocorre por meio do fator de tortuosidade, expresso por:

$$D^* = \tau D_0 \quad (2.44)$$

Onde, D^* representa o coeficiente de difusão molecular no meio poroso (efetivo) $[L^2 T^{-1}]$ e D_0 o coeficiente de difusão molecular em solução aquosa $[L^2 T^{-1}]$.

Além disso, outros fatores influenciam em uma difusão mais lenta no solo, que segundo Rowe *et al.* (1995) e Shackelford & Daniel (1999), ocorre em razão: das reduções na seção transversal de fluxo (associadas à porosidade ou teor de umidade volumétrica); aumento da viscosidade, especialmente da água adjacente a partículas de argila em solos; retardamento de certas espécies devido às trocas catiônicas e aniônicas com argilominerais e matéria orgânica; biodegradação de solutos orgânicos; e desequilíbrio elétrico (possivelmente por exclusão aniônica, isto é, observada em argilas quando a proximidade das partículas associada a íons presentes no solo tornam indisponíveis à difusão parte dos vazios do solo).

O fluxo de massa difusivo para um meio poroso não saturado é proporcional ao gradiente de concentração, expresso pela primeira lei de Fick, de modo unidimensional:

$$J^* = -\theta_w D^* \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (2.45)$$

onde, J^* é o fluxo de massa por difusão molecular [$ML^{-2}T^{-1}$].

A obtenção do fluxo de massa por dispersão hidrodinâmica é feita de modo direto somando-se as parcelas referentes aos fluxos de dispersão mecânica e difusão molecular, representados nas Eq. (2.42) e (2.45), respectivamente, de tal modo que tem-se:

$$J_h = -\theta_w D_h \frac{\partial c_w}{\partial z} \quad (2.46)$$

onde, J_h representa o fluxo de massa por dispersão hidrodinâmica [$ML^{-2}T^{-1}$].

Tais mecanismos físicos possuem diferentes níveis de relevância a depender da situação de estudo. Para elucidar: a difusão molecular, como foi definido, é um fenômeno lento e contínuo que existe devido a um gradiente de concentração, não estando condicionado a um fluxo hidráulico, isto é, a velocidade advectiva determina a importância relativa entre cada mecanismo. Dito isso, a seção subsequente abordará essas relações de dominância ou codominância dos processos físicos no transporte de contaminantes.

2.3.1.3 Relação entre os mecanismos físicos (Número de Peclet, P_e)

Para a compreensão de qual fenômeno físico está sendo preponderante para a dispersão total do contaminante, costuma-se analisar o número de Peclet, P_e . Esse parâmetro é adimensional e correlaciona a taxa de transporte advectivo com a taxa de transporte dispersivo ou difusivo (Fetter *et al.*, 2018). Em um meio poroso, o número de Peclet é tido por:

$$P_e = \frac{|v_p|l}{D_h} \quad (2.47)$$

Essa equação é aplicada para escala macroscópica, entretanto para o caso de medições laboratoriais em coluna, utiliza-se a seguinte formulação:

$$P_e = \frac{|v_p|d_{50}}{D_0} \quad (2.48)$$

onde, d_{50} é o diâmetro efetivo médio dos grãos de solo [L].

Pode-se observar as relações de variação da razão entre o coeficiente de difusão hidrodinâmica (D_h) e o coeficiente de difusão livre em solução aquosa (D_0) em função do número de Peclet por meio do ensaio realizado por Perkins & Johnston (1963) em uma coluna de areia e com traçadores (Figura 2.17).

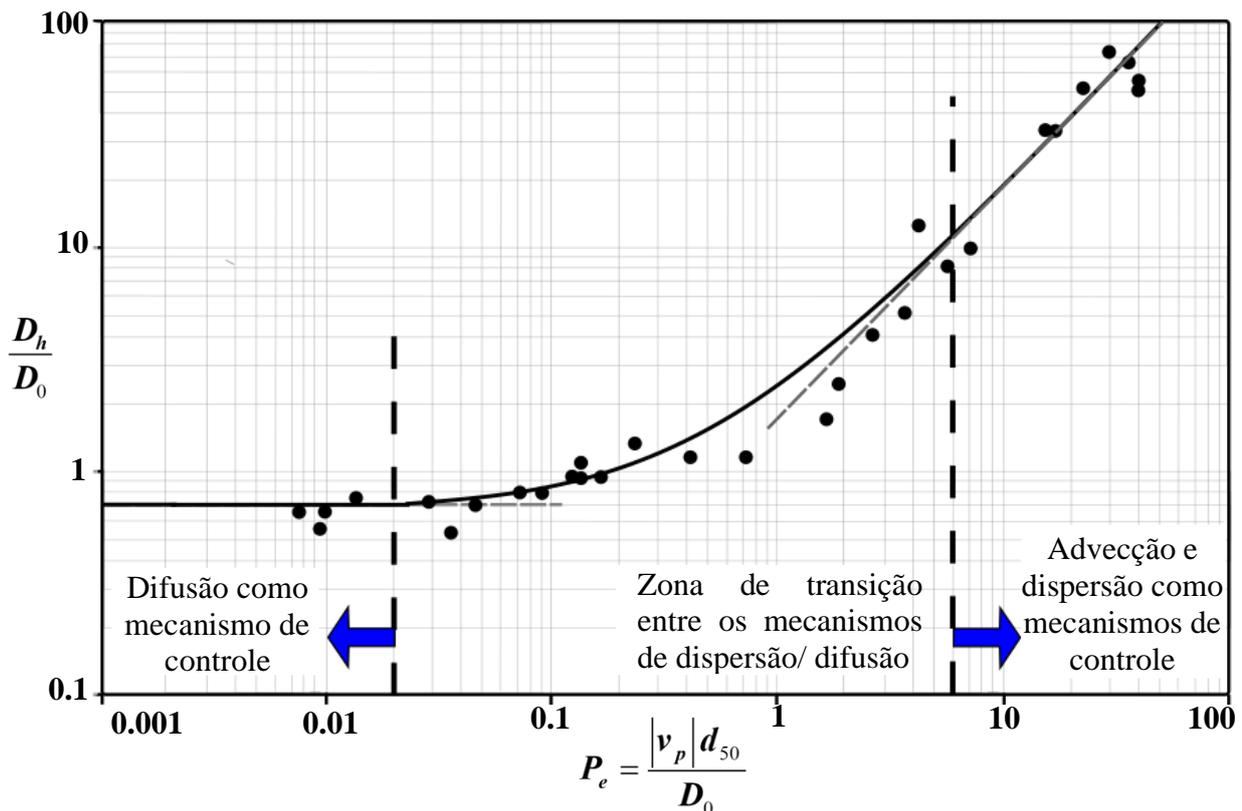


Figura 2.17-Gráfico de D_h/D_0 em função do número de Peclet (Adaptado de Perkins & Johnston em 1963).

Pela Figura 2.17 observa-se que em velocidades muito baixas, a razão de D_h/D_0 gira em torno de 0,7, que é o valor utilizado para tortuosidade de uma areia uniforme (Fetter *et al.* 2018). Esse

valor tem respaldo matemático, visto que pela Eq. (2.41) com velocidades muito baixas, o termo D_m tende a zero e, portanto, D_h tem por termo dominante apenas a difusão molecular para meios porosos (D^*). Já com P_e variando de 0,2 a 6, tem-se uma zona de transição na qual os mecanismos de dispersão e difusão molecular atuam de modo semelhante, sem possibilidade de desprezar alguma dessas parcelas. Por fim, para valores de P_e muito superiores a 10 tem-se a predominância dos mecanismos da advecção e dispersão mecânica.

2.3.2 Processos bio-físico-químicos

Durante o transporte de contaminantes há ainda que se considerar os mecanismos de interação entre os solutos e os constituintes do solo, que podem retardar o processo de contaminação ou acelerá-lo, em alguns casos. Uma parcela representativa dos mecanismos corresponde à transferência de massa do soluto da fase móvel (fluido) para a fase sólida (grãos de solo).

Os mecanismos de atenuação ou retardo podem ser subdivididos de acordo com a interferência ou não dos seres vivos. Assim, Konx *et al.* (1993) os segregaram em bióticos e abióticos. Os processos bióticos estão correlacionados com a atuação dos microorganismos existentes no solo assim como das plantas, que utilizam as substâncias como insumos nutritivos atenuando a concentração dos compostos químicos nos grãos de solo e na água subterrânea. Em geral, os mecanismos bióticos atuam na camada mais superficial, na qual há maior teor de matéria orgânica oriunda dos processos de degradação de plantas e animais. Por outro lado, os processos abióticos (sem atuação biológica) envolvem interações de troca de massa solo-contaminante (exemplo: sorção/dessorção, troca iônica) ou alteram a forma do contaminante (exemplo: hidrólise, reações de oxi-redução, dissolução/precipitação, volatilização)

O mecanismo mais estudado e referenciado na literatura corresponde àquele em que ocorre transferência de massa do fluido para a fase sólida, de tal modo que há um acúmulo de soluto no solo, denominado como sorção.

2.3.2.1 Sorção e dessorção

De acordo com Fetter *et al.* (2018), a sorção inclui os processos de adsorção (física ou química) e absorção. A adsorção refere-se a aderência do soluto na superfície sólida, sendo subdividida de acordo com a natureza das forças motrizes em: física, ocasionada devido às ligações mais fracas, forças eletrostáticas e de Van de Waals, por exemplo, os cátions presentes no percolado podem ser atraídos para a superfície mineral-argilosa carregada negativamente (troca catiônica), ou ainda, uma troca aniônica devido à partículas de solo carregadas positivamente em função de óxido de ferro ou alumínio; e química relacionada a uma incorporação do soluto

na superfície do grão por uma reação química, formando assim novos compostos. No caso a absorção ocorre devido à porosidade das partículas de solo que possibilita a retenção do soluto nas superfícies internas.

Neste trabalho, esses processos não serão detalhados de modo isolado, será usado o termo sorção para se referir ao conjunto, tendo em vista que o importante é o conhecimento da transferência de soluto para superfície sólida ou vice-versa (dessorção), independente do(s) processo(s).

O processo de sorção possui a capacidade de fazer com que os solutos se movam mais lentamente do que se estivessem apenas regidos pelos mecanismos físicos de transporte (advecção e dispersão hidrodinâmica), devido à esse fenômeno a sorção retarda a pluma de contaminação. O processo inverso, conhecido por dessorção, em que as espécies contaminantes presentes no meio poroso são liberadas para a fase líquida, também pode vir a ocorrer, resultando em uma maior concentração de substâncias no fluido. Esses processos são dinâmicos e dependem das forças de ligação, reversibilidade dos mecanismos, concentrações de soluto no meio e de características físico-químicas do percolado como: temperatura e Potencial Hidrognônico (pH).

Para estimativa da sorção em laboratório realiza-se o ensaio de equilíbrio em lote. Nesses ensaios, algumas amostras de soluções contaminantes com concentrações conhecidas, e que variam para cada amostra no intervalo de interesse, são colocadas em contato com o solo estudado no estado desagregado. Os sistemas, compostos por solução em diversas concentrações e solo, são misturados por agitação durante um período de tempo suficiente para que seja estabelecido o equilíbrio na partição do soluto entre as fases sólida e líquida. Em seguida, as fases líquidas e sólidas são separadas, preferencialmente por centrifugação, e a quantidade de soluto removido da solução é determinada (Paz, 2015).

A partir desses resultados pode-se gerar as isotermas de sorção, que relacionam a concentração de equilíbrio do soluto restante na solução (c_w) com a existente na massa de soluto sorvida por unidade de massa do solo (c_s). Ressalta-se que o conceito de isoterma, segundo Bear & Cheng (2010), assume que as condições de equilíbrio prevalecem e que a quantidade de espécies sorvidas no meio poroso é função apenas das concentrações das espécies presentes no líquido. A validade dessa suposição se dá quando as concentrações das demais espécies dissolvidas no fluido que afetam a sorção não se alterem significativamente com o tempo. Em geral, essa

condição não se sustenta sendo necessário uma análise mais robusta sobre as reações nas superfícies das partículas, como a troca iônica e complexação superficial.

Para o estudo da sorção por meio de isothermas existem diversas formulações propostas, dentre elas as mais conhecidas são: a linear, a de Freundlich e a de Langmuir.

• **Isoterma linear**

A isoterma linear é o modelo mais simples de sorção, pois considera que há uma proporcionalidade direta entre o contaminante retido na partícula de solo e a concentração da substância analisada presente no percolado, de tal modo que se tem a seguinte expressão:

$$c_s = K_d c_w \quad (2.49)$$

onde, c_s é a massa de contaminante sorvida por unidade de massa do solo seco [MM^{-1}]; c_w é a concentração média de contaminante em equilíbrio da solução sobre o volume total do solo [ML^{-3}]; e K_d é o coeficiente de distribuição [L^3M^{-1}].

O coeficiente de distribuição (K_d), matematicamente interpretado como sendo a declividade da reta, Figura 2.18, possui congruência apenas quando a sorção é rápida, isto é, equilíbrio já estabelecido, além de reversível (Freeze & Cherry, 1979). De acordo com Rowe *et al.* (1995), a linearidade entre c_s e c_w é uma consideração razoável apenas para baixas concentrações, de modo que afasta-se, em sua grande maioria, do comportamento real dos casos de contaminação.

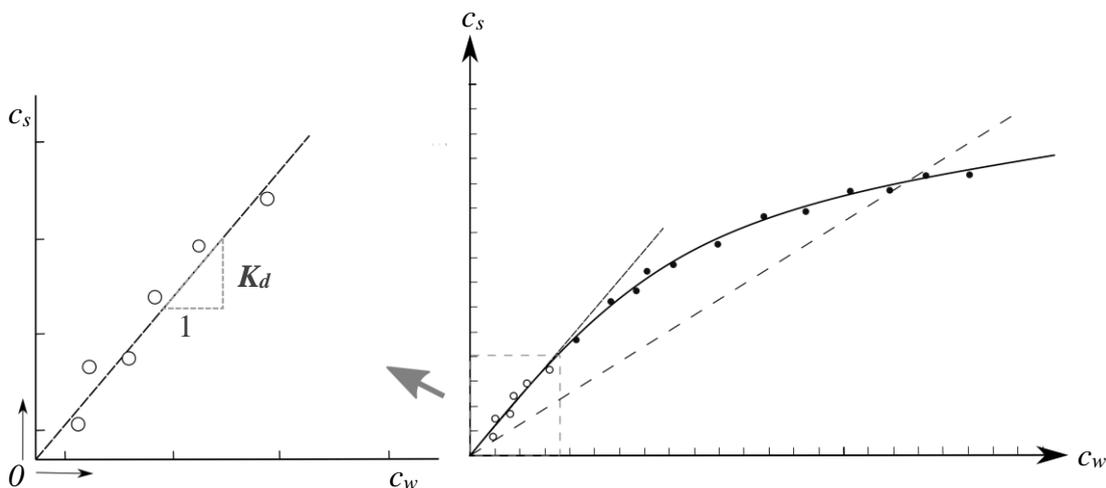


Figura 2.18- Isoterma de sorção linear e exemplificação dos efeitos da consideração parcial dos dados sem atingir o equilíbrio (Modificada de Fetter *et al.*, 2018).

A Figura 2.18 apresenta uma situação de interpretação errônea do comportamento da sorção no solo, uma vez que a análise de apenas um subconjunto dos dados (círculos vazios), ocasionou

a utilização da isoterma linear, sendo que caso fossem analisados todo o conjunto de dados (círculos vazios e cheios) percebe-se que a isoterma é não-linear. Segundo Fetter *et al.* (2018), esse exemplo mostra a necessidade de um planejamento minucioso do experimento de sorção, isto é, garantir a aquisição de uma amostra suficiente de dados cobrindo todo o intervalo de concentração esperado no sistema sob investigação.

Um outro problema de pressupor a linearidade é que essa formulação indica um crescimento indefinido da massa de soluto sorvida (c_s) com a concentração de equilíbrio do contaminante em solução (c_w). Em casos reais essa suposição não é coerente, tendo em vista que há um limite de sorção no solo, ou seja, a taxa de retenção tende a diminuir quando a concentração da substância retida nos grãos de solo aumenta.

Porém, a sua utilização tem suas razões, uma vez que possui uma abordagem matemática mais simplificada e uma literatura ampla de coeficientes de distribuição para diferentes tipos de solo e contaminantes, em geral, obtidos em intervalos pré-definidos de concentrações nos quais a suposição da linearidade é aceitável. De acordo com Boscov (2008), os valores mais comuns de K_d variam de 0, para o caso de uma substância não reativa, a 100 ml/g podendo atingir, ainda, valores bastante superiores.

Segundo Fetter (2018), muitas substâncias relevantes para os estudos de águas subterrâneas satisfazem as condições de linearidade e, portanto, possuem seu comportamento descrito por uma isoterma linear.

- **Isoterma de Freundlich**

A abordagem mais utilizada para quantificar o processo de sorção no meio poroso é pela isoterma de Freundlich, que é a mais antiga consideração da sorção como um fenômeno não linear, possui a vantagem de expressar uma taxa de redução da concentração de contaminante retida com o aumento da concentração do soluto em solução, entretanto possui por limitação apresentar crescimento infinito, é expressa como sendo:

$$c_s = K_f c_w^{m_f} \quad (2.50)$$

onde, K_f é o coeficiente de partição de distribuição [L^3M^{-1}] e m_f coeficiente exponencial de Freundlich [adimensional]; ambos são constantes e obtidos empiricamente.

Outra maneira de expressar essa isoterma é apresentando os eixos (c_s e c_w) em escala logarítmica, assim é possível obter os parâmetros mais facilmente, de tal modo que o coeficiente

angular da reta seria o m_f e o intercepto no eixo das ordenadas seria o $\log(K_f)$, como pode ser visualizado na Figura 2.19(b). Matematicamente, é possível obter esses parâmetros visualizando a equação linearizada, para isso basta aplicar logaritmo nos dois lados da Eq. (2.50):

$$\log(c_s) = m_f \log(c_w) + \log(K_f) \quad (2.51)$$

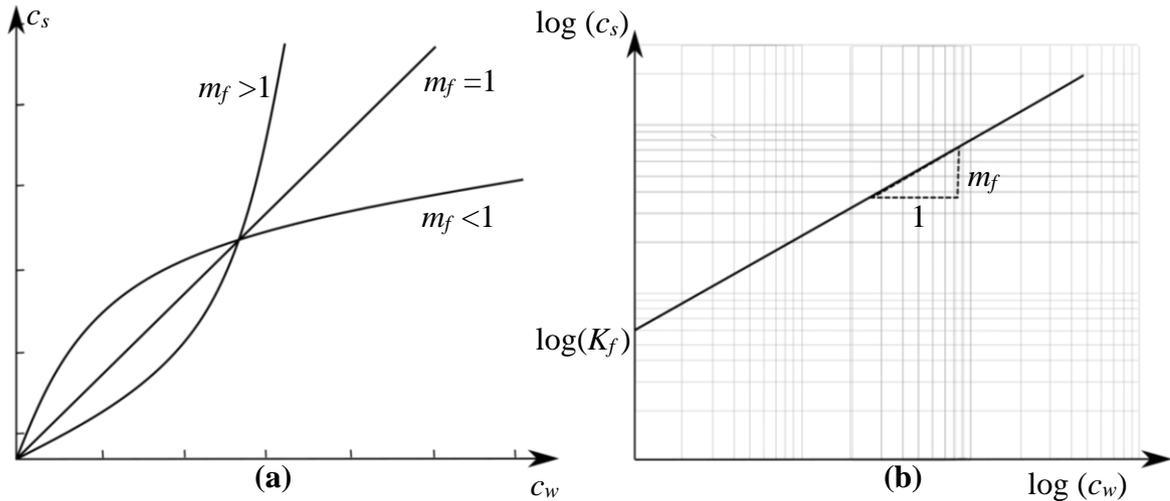


Figura 2.19- Isoterma de sorção de Freundlich representação graficamente em: (a) escala linear, e (b) escala logarítmica (Adaptada de Rowe *et al.*, 1995).

Observa-se na Figura 2.19 (a), de acordo com o m_f a função apresenta diferentes formas, sendo que quando igual a 1, comporta-se de modo linear, exatamente como a isoterma já apresentada, indicando que a primeira é uma particularidade da de Freundlich. No caso de $m_f < 1$, significa que o processo de sorção é dificultado, em quantidades adicionais de soluto sorvidas menor é a taxa com que ocorre o processo (formato côncavo). Para $m_f > 1$ a função comporta-se de modo exponencial, sendo que a sorção é facilitada (formato convexo).

- **Isoterma de Langmuir**

Por fim, tem-se a isoterma de Langmuir, que foi desenvolvida com o conceito de uma superfície sólida apresenta um número finito de espaços disponíveis para sorção, assim quando todos estiverem ocupados, o processo de sorção termina. A equação que rege a isoterma é definida, como sendo:

$$c_s = \frac{S_m b c_w}{1 + b c_w} \quad (2.52)$$

onde, b denota a taxa cinética constante relacionada à energia de ligação [L^3M^{-1}] e S_m corresponde a quantidade máxima de soluto sorvida pelo particulado [MM^{-1}].

Para linearização da expressão de Langmuir e obtenção dos parâmetros (b e S_m) manipula-se a Eq. (2.52), de modo a se ter os eixos inversos de c_s e c_w , obtendo assim:

$$\frac{1}{c_s} = \frac{1}{S_m} + \frac{1}{S_m b} \left(\frac{1}{c_w} \right) \quad (2.53)$$

Na Figura 2.20(b) tem-se por coeficiente angular o termo $(1/S_m b)$ e o intercepto da reta no eixo das ordenadas $(1/S_m)$.

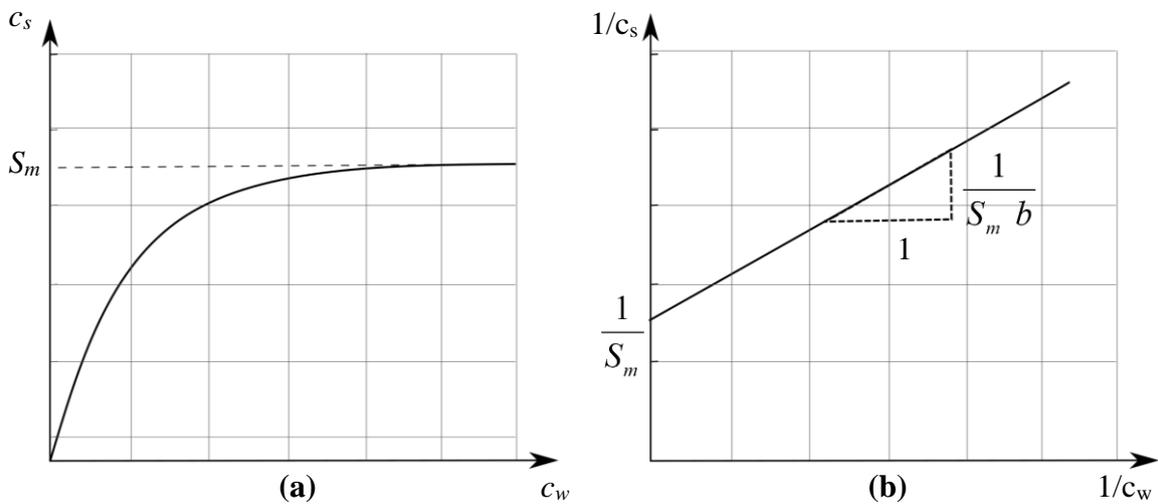


Figura 2.20- Isoterma de sorção de Langmuir representação graficamente: (a) escala linear, e b) após a linearização (Modificada de Sánchez, 2011).

Fator de Retardo (R)

O fator de retardo fornece informações sobre o quanto o solo torna mais lenta a pluma de contaminação, uma vez que, quanto maior for esse parâmetro melhor é a capacidade de sorção do meio poroso para uma dada substância. Matematicamente, ele pode ser expresso como o quociente entre a magnitude do vetor de velocidade média de percolação da solução (v_p) pela velocidade média do contaminante (v_{eq}):

$$R = \frac{\|v_p\|}{v_{eq}} \quad (2.54)$$

Tal fenômeno pode ser formulado para um meio poroso não saturado, de acordo com Bear & Cheng (2010) e Fetter *et al.* (2018). Utilizando a isoterma linear de sorção, tem-se:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta_w} \quad (2.55)$$

onde, ρ_d é a massa específica seca [ML^{-3}].

Segundo Van der Perk (2007), no caso de contaminantes inertes, o valor de R corresponde a uma unidade, nesse caso o contaminante é transportado com a mesma velocidade da solução. Para solutos reativos, tem-se $R > 1$ pois, nesse caso, os solutos são transportados com uma velocidade menor que a do solvente, sendo esta a velocidade média do contaminante (v_{eq}). Matematicamente isso é fácil de verificar, pois com K_d nulo, ou seja, não havendo o fenômeno de sorção, o R será uma unidade (vide Eq. (2.55)).

De acordo com o que foi explanado, levando em consideração o fenômeno de percolação de contaminante baseado nos processos físicos (advecção e dispersão hidrodinâmica) e o mesmo fenômeno com o adicional da sorção, pode-se observar o efeito de retardo na Figura 2.21.

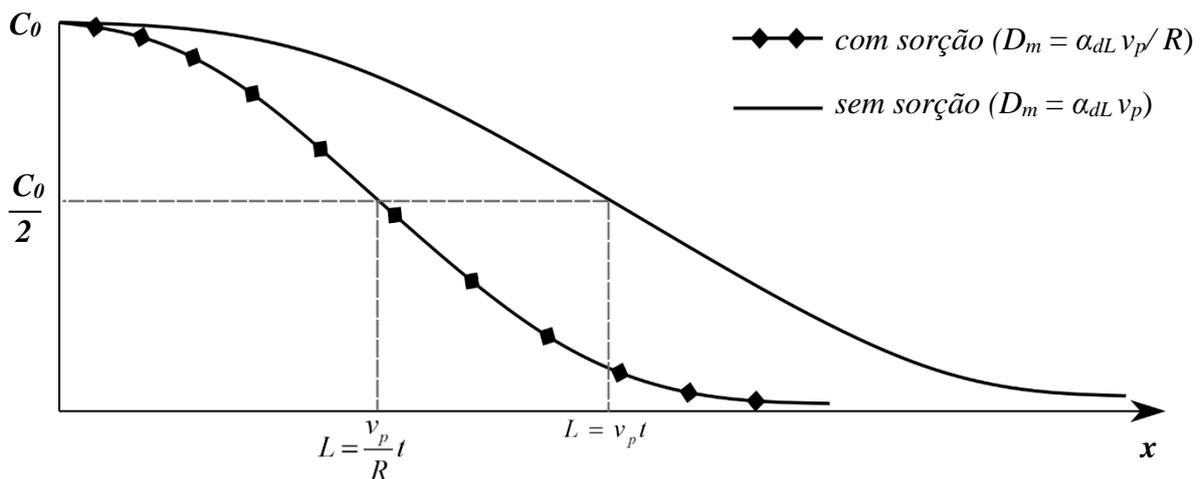


Figura 2.21- Efeito do retardo na pluma de contaminação (Adaptado de Bear & Cheng, 2010).

Nesse gráfico apresentado por Bear & Cheng (2010), há uma hipótese adicional de baixa velocidade de percolação em que o componente de dispersão mecânica (D_m) se sobressai no processo de dispersão hidrodinâmica, sendo proporcional a v_p . Observa-se que o contaminante, na consideração de sorção definida por uma isoterma linear, move-se a uma velocidade reduzida, conhecida como velocidade de percolação retardada ou velocidade da pluma (v_p/R). Ao mesmo tempo, o espalhamento ocorre também de modo atenuado pelo fator de retardo, nesse caso aplicado ao coeficiente de dispersão mecânica ($\alpha_{dL} v_p/R$).

As isotermas não lineares também possuem formulações para os fatores de retardo de Freundlich (R_F) e Langmuir (R_L), apresentadas por Fetter *et al.* (2018), como sendo:

$$R_F = 1 + \frac{\rho_d}{\theta_w} K_f m_f c_w^{m_f - 1} \quad (2.56)$$

$$R_L = 1 + \frac{\rho_d}{\theta_w} \left[\frac{S_m b}{(1 + b c_w)^2} \right] \quad (2.57)$$

2.3.2.2 Degradação ou decaimento

Durante o transporte de contaminantes ocorre também a degradação das substâncias processo que pode ser subdividido em decaimento radioativo e biodegradação.

Decaimento radioativo

A radioatividade é um fenômeno relacionado a núcleos atômicos instáveis com excesso de energia e/ou massa, que espontaneamente se decompõem emitindo radiação ionizante na forma de ondas eletromagnéticas (raios gama) ou fluxos de partículas subatômicas (alfa, beta ou nêutrons). Essa definição foi apresentada em 2010 pelo UNSCEAR- *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*, um comitê científico da Organização das Nações Unidas (ONU) responsável por avaliar os efeitos da radiação ionizante.

O decaimento, por sua vez, refere-se a uma característica das substâncias radioativas que apresentam uma taxa de decaimento, sendo conceituada pelo período de meia vida (tempo gasto para que a atividade de uma determinada substância se reduza à metade do seu valor inicial).

Esse processo está pautado, portanto, em uma reação irreversível, que ocasiona uma redução natural da concentração do contaminante ao longo do tempo, visto que ele se degrada. Entretanto essa premissa não está associada necessariamente a uma redução da velocidade da pluma de contaminação. Uma substância radioativa como contaminante no meio poroso, perpassa por uma redução da velocidade da pluma de contaminação devido ao mecanismo de sorção, porém de modo simultâneo atuará no processo de decaimento radioativo, e por conseguinte, o sistema solo/água apresentará também uma redução da concentração do contaminante tanto na fase líquida, quanto na sólida.

Os contaminantes orgânicos e inorgânicos, em sua composição química geral, são compostos por núcleos que, na maioria dos casos, são instáveis e, portanto, radioativos. Estes núcleos emitem espontaneamente uma ou mais partículas, transformando-se em outro nuclídeo (Díaz-Sánchez, 2011).

A equação que normalmente utilizada para descrever o decaimento radioativo de uma determinada substância durante a sua percolação pelo meio poroso foi expressa por Bear (1979), de tal modo que a taxa de decaimento do contaminante é proporcional ao seu período de meia vida. Tem-se a sua dedução partindo-se da formulação de cinética de primeira ordem, considerando uma depleção de um reagente A no sistema, em que:

$$[A]_t = [A_0]e^{-k't} \quad (2.58)$$

onde, k' representa a constante da taxa de reação [T^{-1}]; $[A_0]$ a concentração inicial da substância [ML^{-3}] e $[A]$ a concentração da substância A em função do tempo t .

No caso do processo de decaimento radioativo no meio poroso, considerando a constante da reação expressa pela meia vida como constante e realizando as operações matemáticas na Eq. (2.58), tem-se que:

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = -\lambda c_w \quad (2.59)$$

onde, λ é a meia vida da substância radioativa [T^{-1}]; e c_w a concentração da solução contaminante sem consideração do decaimento [ML^{-3}].

O período de meia vida ($t_{1/2}$) também é obtido por meio da Eq. (2.58), expresso por:

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (2.60)$$

Biodegradação

É um processo de biotransformação. Corresponde a degradação das moléculas orgânicas que, segundo Fetter *et al.* (2018), é de grande importância sobretudo para os hidrólogos, tendo em vista que boa parte dos produtos químicos orgânicos são responsáveis pela contaminação das águas subterrâneas. A biodegradação promove a transformação dos contaminantes sorvidos no solo ou dissolvidos mediante reações bioquímicas, de modo que tais substâncias se comportam como substrato para o crescimento microbiano. Assim, os novos produtos formados podem ser mais nocivos que o reagente original ou menos tóxicos.

2.3.3 Modelo matemático de transporte de contaminantes

No caso de meios porosos saturados, as formulações que descrevem o fluxo de contaminantes se baseiam principalmente nas equações diferenciais parciais desenvolvidas para meios

homogêneos (Ogata & Banks 1961 e Bear 1979). Partindo dessas teorias pioneiras, muitos estudos já foram realizados em decorrência do interesse mundial em problemas de contaminação e da necessidade do aperfeiçoamento das mesmas para diferentes condições de meio e soluto, entre eles: transporte de contaminantes orgânicos (Essaid *et al.*, 2015), fluxo de solutos reativos em meios porosos heterogêneos (Soltanian *et al.*, 2015) e transporte de contaminantes oriundos de rejeito na zona vadosa (Salinas, 2017).

Nesse sentido, observa-se que há diferentes tipos de modelos de contaminantes e, portanto, diferentes formas de categorizá-los. Uma delas é subdividi-los em: não reativos, em que as substâncias não apresentam nenhum tipo de reação com a fase sólida, de tal modo que os solutos não são atenuados ou acelerados, isto é, estão sujeitos somente aos mecanismos físicos de transporte; e reativos, em que há consideração das parcelas correspondentes aos processos bio-físico-químicos, que podem englobar simultaneamente os diferentes mecanismos de degradação ou decaimento e retardamento ou aceleração.

Devido à grande variedade de compostos, dos resíduos e das condições físicas e químicas do local que está sendo estudado, a identificação dos mecanismos mais atuante é complexa. Segundo Young *et al.* (1992), além das limitações experimentais, há ainda carência de conhecimento com relação às interações solo-contaminante. Assim, considerar todos os processos bio-físico-químicos é inexecutável do ponto de vista teórico e matemático, além disso, em alguns casos, podem ter pouca influência para o transporte total de contaminantes.

2.3.3.1 Balanço de Massa

De modo análogo ao balanço realizado para o fluxo de massa de água no meio poroso não saturado, será realizado para o fluxo de massa de contaminantes. Assim sendo, serão contabilizados os fluxos de entrada e saída, bem como as reações e mudanças de massa no VER (Figura 2.22)

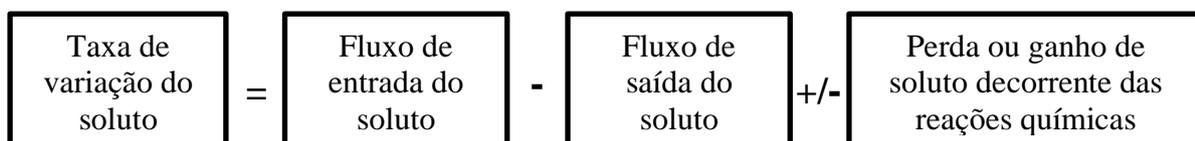


Figura 2.22- Esquema das componentes envolvidas no balanço de massa do Volume Elementar Representativo (VER).

Modelo Matemático de contaminantes não reativos

No caso do modelo de transporte para um contaminante não reativo em equilíbrio físico, o fluxo dentro do VER segue o princípio da conservação de massa. A Figura 2.23 apresenta os vetores de fluxo para o caso unidimensional dentro do VER.

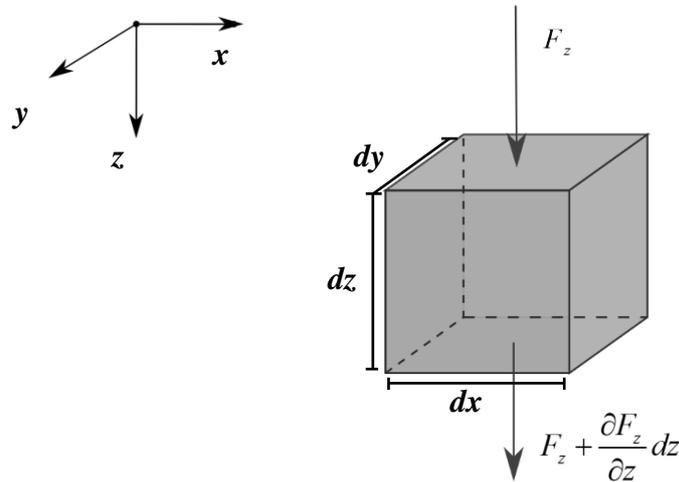


Figura 2.23- Fluxo de massa dentro do Volume Elementar Representativo (VER) para o caso unidimensional.

Salienta-se que o fluxo aqui considerado se dá pela somatória dos fenômenos advectivo-dispersivos expressos por:

$$J = J_a + J_h \quad (2.61)$$

onde, J é o fluxo advectivo-dispersivo [$ML^{-2}T$].

Assim o balanço de massa dentro do VER, é expresso por:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} dx dy dz = J dx dy - \left(J + \frac{\partial J}{\partial z} dz \right) dx dy \quad (2.62)$$

onde, c_t representa a concentração total do contaminante [ML^{-3}], definida pela massa total do contaminante tanto diluída como retida no particulado, sobre o volume do solo.

Simplificando os termos da Eq. (2.62) pela consideração de que o volume infinitesimal representativo pelo qual o fluxo percola é constante e expandindo o vetor de fluxo para os termos de advecção e dispersão, Eq. (2.61), tem-se que:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = - \frac{\partial J_A}{\partial z} - \frac{\partial J_H}{\partial z} \quad (2.63)$$

De modo que o contaminante total (c_t) presente no meio poroso não saturado pode coexistir nas três fases, ou seja, diluído no percolado, retido nas partículas de solo por meio do processo de sorção e em forma de vapor no ar. Matematicamente c_t é expresso por:

$$c_t = \rho_d c_s + \theta_w c_w + \theta_a c_a \quad (2.64)$$

onde, θ_a representa o teor de umidade volumétrica do ar [L^3L^{-3}] e c_a é a concentração de contaminante em forma de vapor no ar [ML^{-3}].

Para o caso de contaminantes não voláteis ou pouco voláteis, c_a tende a ser nulo. Desse modo, o soluto encontra-se apenas dissolvido ou retido nas partículas de solo e, portanto a Eq. (2.64) torna-se:

$$c_t = \rho_d c_s + \theta_w c_w \quad (2.65)$$

Substituindo a Eq. (2.65) de contaminante total e as Eq. **Erro! Fonte de referência não encontrada.** e Eq. (2.46) de fluxo advectivo e dispersivo na Eq. (2.63), obtém-se:

$$\frac{\partial(\rho_d c_s + \theta_w c_w)}{\partial t} = -\frac{\partial[v_p \theta_w c_w]}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left[-D_h \theta_w \frac{\partial c_w}{\partial z} \right] \quad (2.66)$$

Considerando a isoterma de sorção linear, além da velocidade de percolação e teor de umidade volumétrica como termos constantes, tem-se que:

$$\rho_d \cdot K_d \frac{\partial c_w}{\partial t} + \theta_w \frac{\partial c_w}{\partial t} = -\theta_w \left(v_p \frac{\partial c_w}{\partial z} - D_h \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} \right) \quad (2.67)$$

Assim, rearranjando os termos da Eq. (2.67):

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = -\frac{v_p}{\left(\frac{\rho_d \cdot K_d + \theta_w}{\theta_w} \right)} \frac{\partial c_w}{\partial z} + \frac{D_h}{\left(\frac{\rho_d \cdot K_d + \theta_w}{\theta_w} \right)} \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} \quad (2.68)$$

O quociente dos parâmetros de velocidade de percolação e dispersão hidrodinâmica é o fator de retardo na consideração de uma isoterma linear (R), assim a Eq. (2.68) pode ser expressa por:

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = -\frac{v_p}{R} \frac{\partial c_w}{\partial z} + \frac{D_h}{R} \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} \quad (2.69)$$

A Eq. (2.69) é também conhecida como a Equação da Advecção-Dispersão (ADE- *Advection-Dispersion Equation*) para contaminantes não reativos em meios porosos não saturados. É um modelo clássico de transporte de contaminantes em equilíbrio físico, em meios porosos homogêneos, com fluxo estacionário e sob condições de isoterma linear.

Modelo Matemático de contaminantes reativos

As reações químicas durante o processo de percolação do contaminante pelo meio poroso podem ser incluídas no modelo acima apresentado. Para o caso da consideração do mecanismo de decaimento radioativo, basta analisá-lo no balanço de massa, obtendo assim:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = -\frac{\partial J_A}{\partial z} - \frac{\partial J_H}{\partial z} - \lambda c_t \quad (2.70)$$

Desenvolvendo a Eq. (2.70) como foi feito para o caso não reativo, obtém-se a ADE para o transporte de contaminantes reativo para a isoterma linear, respectivamente tem-se:

$$\frac{\partial c_w}{\partial t} = -\frac{v_p}{R} \frac{\partial c_w}{\partial z} + \frac{D_h}{R} \frac{\partial^2 c_w}{\partial z^2} - \lambda c_w \quad (2.71)$$

Assim sendo, obtém-se o modelo matemático que acopla os mecanismos físicos (advecção e de dispersão hidrodinâmica), além dos processos interação solo-contaminante- sorção e decaimento radioativo. O termo (v_p/R) e (D_h/R) são comumente denominados de v_{pluma} , e D_{pluma} respectivamente.

2.3.3.2 Soluções analíticas

As soluções analíticas de uma forma geral são soluções exatas para um problema específico, proporcionando uma resposta fechada ao modelo matemático geral. Estas soluções consideram uma série de suposições hidráulicas e do contorno do domínio objeto de estudo que finalmente ajudam na simplificação do modelo matemático e facilitam na obtenção da solução. Soluções analíticas podem ser obtidas a partir dos princípios físicos básicos e não geram o problema da dispersão numérica e outros erros de truncamento que, geralmente, são produzidos em alguns tipos de simulações numéricas (Zheng & Bennett, 1995).

Solução de Bear (1972)- ADE considerando decaimento

Para a resolução da Equação faz-se necessário a definição de considerações iniciais e de contorno que foram as mesmas utilizadas, dessa maneira a condição inicial é dada por:

$$c_w(z, t = 0) = 0 \quad (2.72)$$

no qual a concentração inicial no instante de tempo zero será nula indicando que o ambiente não apresentava o contaminante no meio.

Para as considerações de contorno, tem-se que:

$$c_w(z=0, t) = c_0 \quad (2.73)$$

$$c_w(z = \infty, t) = 0 \quad (2.74)$$

Dessa maneira, considera-se que na superfície para qualquer instante de tempo, Eq. (2.73), há uma concentração inicial, c_0 , em outras palavras que a carga de contaminante está sendo disposta de modo contínuo no meio. Na Eq.(2.74), por sua vez, tem-se que em uma profundidade muito elevada há sempre um ponto em que a contaminação será nula.

$$c_w(z, t) = \frac{c_0}{2} \left[e^{\frac{v_p z}{2D_h}(1-\Gamma)} \operatorname{erfc} \left(\frac{z - v_{pluma} t \Gamma}{2\sqrt{D_{pluma} t}} \right) + e^{\frac{v_p z}{2D_h}(1+\Gamma)} \operatorname{erfc} \left(\frac{z + v_{pluma} t \Gamma}{2\sqrt{D_{pluma} t}} \right) \right] \quad (2.75)$$

onde,

$$\Gamma = \sqrt{1+2H} \quad (2.76)$$

$$H = 2\lambda \frac{D_h}{v_p^2} \quad (2.77)$$

Percebe-se que a solução de Ogata & Banks (1961) é um caso particular da solução apresentada por Bear (1972), ela expressa a solução da ADE para contaminante não reativo de tal modo que λ é nulo, implicando em $H=0$ e $\Gamma=1$. Assim a solução se torna:

$$c_w(z, t) = \frac{c_0}{2} \left[e^{\frac{v_{pluma}}{D_{pluma}} z} \operatorname{erfc} \left(\frac{z + v_{pluma} t}{2\sqrt{D_{pluma} t}} \right) + \operatorname{erfc} \left(\frac{z - v_{pluma} t}{2\sqrt{D_{pluma} t}} \right) \right] \quad (2.78)$$

3 MATERIAIS E METODOLOGIA

O Brasil apresenta diversos problemas de contaminação do solo e das águas subterrâneas, sendo que há uma elevada demanda para as áreas de barragens de rejeito e disposição inadequada de RSU. Diante desse contexto, este estudo optou pela aplicação do código computacional de contaminação local e regionalizada para o Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC), antigo lixão de Brasília.

Devido à essa escolha, houve a necessidade de uma busca massiva de dados locais para que fosse possível a aplicação da ferramenta, sendo que por ser uma região com baixo controle de disposição e operação; com mecanismos irrisórios para drenagem de gás e lixiviado; e sem adequados estudos prévios das características físicas e hidrológicas locais, faz-se necessário a inferência de diversos parâmetros hidrogeológicos. Para isso, pautou-se nos estudos realizados no Brasil na área de transporte de contaminantes e em lixiviados, além dos trabalhos desenvolvidos na própria região.

Ainda, por ser um modelo aplicado ao solo na condição não saturada e situado na zona de clima tropical, especificamente de latossolos, foi preciso inferir também os parâmetros geotécnicos e hidráulicos pertinentes ao meio poroso desse estado e tipologia. Para tal fim, foram utilizados os estudos de caracterização do solo e estudos hidráulicos de dissertações e testes, de modo a obter os parâmetros de entrada do modelo. As escolhas das pesquisas foram pautadas em solos tropicais e percolados por contaminantes inorgânicos.

Neste capítulo estão descritos de forma detalhada a metodologia e os materiais utilizados em cada uma das etapas, que foram divididas do seguinte modo: revisão bibliográfica com a elaboração de um inventário de dados (aquisição e processamento de informações); conceitualização do modelo de transporte de contaminantes não saturado; elaboração da modelagem computacional para as simulações locais e regionais com o desenvolvimento da dupla camada de solo; aplicação da modelagem para o ACJC; e avaliação dos resultados e proposição de cenários de contaminação para a área de estudo.

O tratamento dos dados, bem como seu processamento e elaboração dos mapas ocorreram no Sistema de Informação Geográfica (SIG)- ArcGIS 10.6 desenvolvido pela empresa norte-americana *ESRI*. Já a ferramenta computacional escolhida para aplicação dos modelos de transporte de contaminantes foi o *software* Wolfram Mathematica®.

3.1 MATERIAIS

3.1.1 Inventário de dados do Aterro Controlado do Jockey Club Brasília

Para simular o fluxo de contaminantes é necessário o conhecimento das condições regionais, de forma a contemplar as especificidades locais encontradas na área de estudo. Para tal, foi realizado um histórico de disposição e quantitativo de RSU aterrados, assim como o conhecimento das principais características territoriais e das informações pertinentes aos parâmetros geotécnicos e hidráulicos que permitiram a simulação do transporte de contaminantes para a região escolhida.

3.1.1.1 Histórico do Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília

O histórico do ACJC foi confeccionado com a utilização das imagens antigas e atuais que permitiram a observação da evolução temporal da ocupação e das áreas de disposição dos resíduos que foi complementada pela pesquisa de Orrego (2013), a qual avaliou o processo de consolidação da Vila Estrutural, ocupação urbana na região sudoeste circundante ao ACJC.

Tabela 3.1- Síntese dos dados utilizados e processados com data, resolução espacial/ escala cartográfica e fontes.

Dado	Data (mês/ano)	Resolução Espacial (Metros)/ Escala	Fonte
Ortofoto/ Imagem	--/1964	5,00 m/ 1:26 000	SITURB/SEGETH (Geoportal, 2017)
	--/1975	3,80 m/ 1:18 000	
	--/1978	7,00 m/ 1:40 000	
	--/1986	3,00 m/ 1:15 000	
	--/1991	2,50 m/ 1:14 000	
	--/1997	0,80 m/ 1: 5 000	
	--/2009	4,00 m/ 1:25 000	
	25/09/2018	0,05 m/ 1:350	VANT/UnB (Diniz, 2019)
RapidEye/ Imagem	08/2012 05/2014	5,00 m/ 1:30 000	Ministério do Meio Ambiente (MMA)
Ikonos/Imagem	08/2002; 07/2004; 06/2005; 05/2008; 04/2010; 06/2016;	1,25 m/ 1:7 000	Google Pro
Dados de Resíduos Aterrados	1964 a 2018	-	SNIS relatórios/ Carneiro (2002); SLU (2019)

3.1.1.2 Caracterização da área de estudo

Nesta etapa foram coletadas e processadas diversas informações da área de estudo, no que tange aos aspectos estruturais e físicos- geologia, geomorfologia, pedologia, hidrogeologia e base topográfica- visando compreender as principais particularidades do território para que as características regionais fossem melhor representadas nos parâmetros a serem definidos para entrada na modelagem.

Tabela 3.2- Dados utilizados para caracterização do Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília com respectivas informações de escala e fontes

Temática dos dados	Escala e/ou resolução	Fonte primária (quando houver) / Ano do dado	Fonte -dado SIG (formatos vetorial ou matricial)
Geologia	1:100.000	Freitas-Silva e Campos (1998)	Freitas-Silva e Campos (1998)
Geomorfologia	1:100.000	Novaes Pinto (1994) e Batista (1999)	ZEE (2011)
Pedologia	1:100.000	Embrapa (1978)	ZEE (2011)
Hidrogeologia	1:100.000	Campos & Freitas-Silva (1999); Gonçalves <i>et. al.</i> (2010)	Campos & Freitas-Silva (1999); Gonçalves <i>et. al.</i> (2010)
Hidrografia	1:10.000	-----	Sistema Cartográfico do DF -SICAD (2010)
Lagos e Reservatórios			
Unidades Hidrográficas		SITURB/SEGETH	Geoportal (2017)
Base Topográfica (Curvas de nível e pontos cotados)	1:2.000	2010	Geoportal (2017)
	1:10.000	2010	Geoportal (2017)

3.1.1.3 Dados descritivos e experimentais

Para a modelagem na área de estudo, alguns parâmetros foram estimados tendo por referência os trabalhos já realizados na região, em solos correlatos e com contaminantes inorgânicos percolando o meio poroso laterítico.

No caso do fluxo não saturado, foi preciso utilizar os dados obtidos no latossolo do campus experimental da UnB, pois não há estudos de infiltração não saturada nos solos do ACJC.

3.1 Materiais

Entretanto, esses solos apresentam a mesma classificação pedológica que os da região, como pode ser observado na Figura 4.6 (seção 4.5).

A região do Distrito Federal apresenta-se recoberta por um manto de solo detrito-laterítico formado no Terciário-Quaternário e constituído principalmente de latossolos vermelho-amarelos (Cardoso, 2002). Como afirmado na seção 4.5, devido ao alto grau de intemperismo somado à lixiviação obtém-se um solo com estrutura porosa, metaestável e intitulada no meio geotécnico como “argila porosa”.

No solo estudado por Burgos (2016) há uma zona intemperizada até a profundidade de 8 metros (solo com cor vermelha e de alta porosidade), depois um solo de transição (residual pouco intemperizado) e, posteriormente um solo saprolítico que se inicia a partir de 10 metros de profundidade. Os resultados obtidos pelo método do papel filtro para confecção das curvas características, realizadas pelo autor para as 3 profundidades citadas, encontra-se na Figura 3.1.

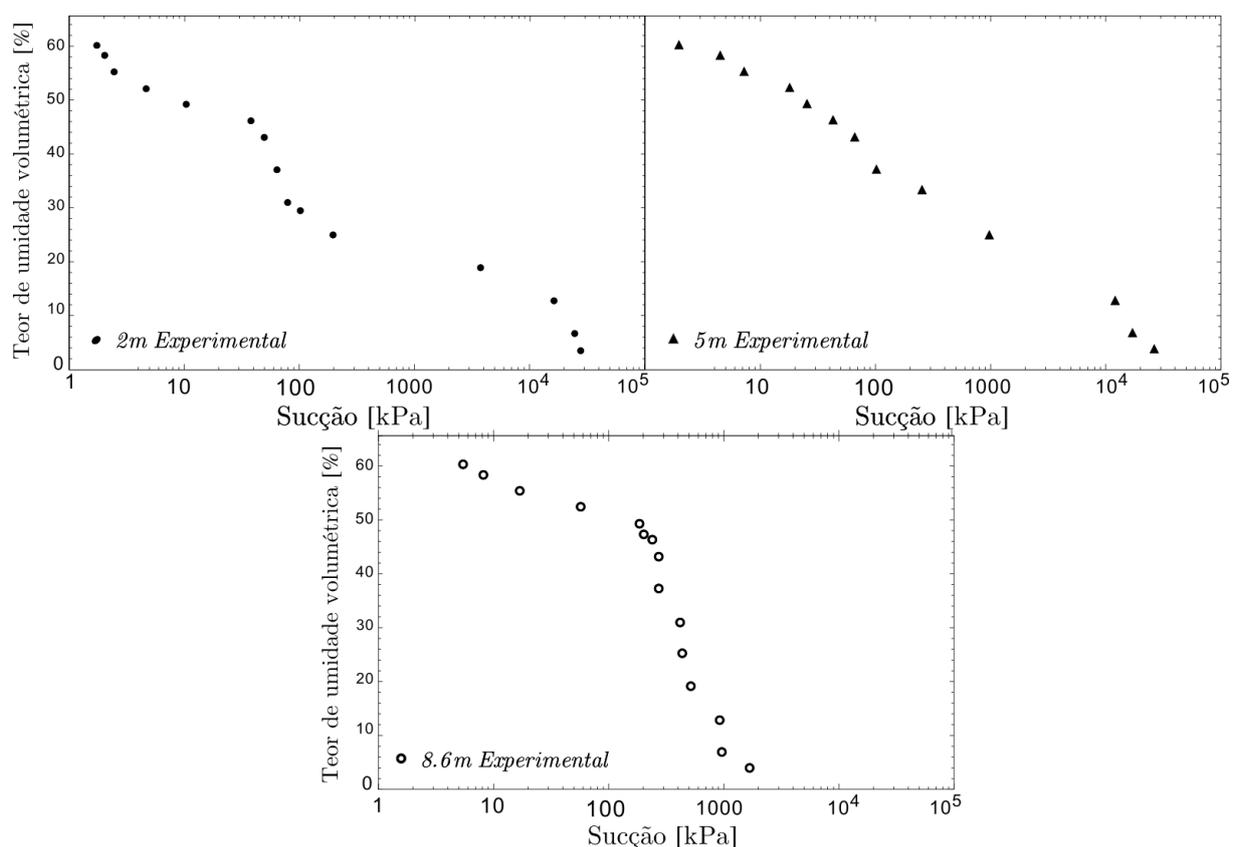


Figura 3.1 - Curvas características para diferentes profundidades obtidas com o método do papel filtro (Adaptado de Burgos, 2016).

Para a aplicabilidade do modelo, era preciso obter dados de concentração no ACJC para a zona vadosa. Os únicos existentes na literatura foram obtidos por Santos (1996), por meio de

perfuração e utilização de lisímetros de sucção. A localização dos pontos amostrados e respectivas profundidades estão contidas na Figura 3.2.

Os resultados quantitativos em cada um dos furos, estão apresentados nas Tabela 3.3 e 3.4, foram aferidos entre o período de Janeiro a Junho. Apesar por ser um período grande de análise, muitos pontos amostrais são compostos por apenas 1 ou 2 dados. Além disso, são representativos para o período chuvoso, sendo que em Junho já se era registrado o início do período de seca para o referido ano (Barros, 2003), o que configura em valores mais diluídos e, portanto, mais conservadores.

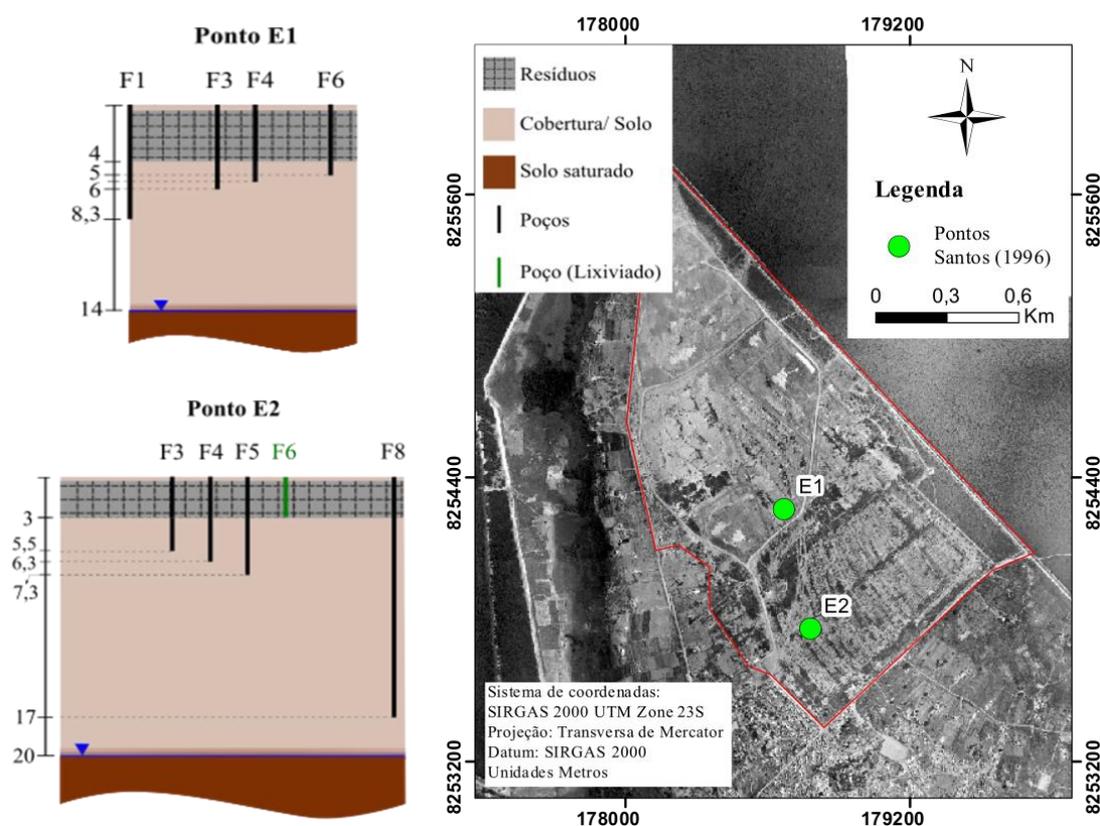


Figura 3.2- Pontos com coletas de dados realizados por Santos (1996). Imagem de composição do ano de 1997 (Geoportal, 2017).

As escolhas dos elementos estão pautadas primeiro na mobilidade do Mg^{2+} , um contaminante mediamente móvel, já que Santos (1996) não realizou medições com Cloreto, parâmetro mais utilizado para indicação da contaminação. Além disso, nos valores elevados de Cd^{2+} , extremamente tóxico mesmo em pequenas concentrações, observado na região tanto no estudo de Santos (1996) quanto no estudo de Koide & Bernardes (1998) que, por sua vez, também relataram valores elevados para o Chumbo na zona saturada do solo, mas não foi modelado por não está presente nos elementos aferidos por Santos (1996).

3.1 Materiais

Tabela 3.3– Concentrações dos contaminantes Mg^{+2} e Cd^{+2} para os pontos E1 e E2 (Adaptado de Santos, 1996)

Ponto	Prof. (m)	Concentrações dos contaminantes (mg/L)							Média	Desvio Padrão
		15 a 09/01	09 a 10/02	03 a 11/03	04 a 01/04	15 a 02/05	30 a 03/06			
Cádmio (Cd^{2+})										
E1F4	5		0,0263	0,0101					0,018	0,011
E1F6	5,5		0,0206						0,0216	
E1F3	6		<0,000	0,0034	0,012	0,0281	0,0558		0,0250	0,023
E1F1	8,3			0,0015	0,0281	0,0251	0,0214		0,0190	0,012
E2F3	5,5			0,0356	0,0275	0,0284	0,0381		0,0513	0,0424
E2F4	6,3		0,0282	0,0101	0,0366	0,018	0,0478		0,0281	0,0149
E2F5	7,3			0,0211	0,0345	0,0269	0,0326		0,0288	0,0061
E2F8	17				0,0147	0,0418	0,0442		0,0336	0,0164
Magnésio (Mg^{2+})										
E1F4	5		16,48	18,35					17,415	1,322
E1F6	5,5		10,16						10,160	
E1F3	6		2,713	12,26	9,38	14,38	16,614		11,069	5,381
E1F1	8,3			32,92	42,46	22,962	28,24		31,646	8,278
E2F3	5,5		1,621	3,617	15,78	38,23	29,05		17,659	15,8969
E2F4	6,3	11,54	31,16	35,15	38,02	18,83	24,01		26,451	10,1790
E2F5	7,3			11,31	16,39	20,56	32,14		20,100	8,8732
E2F8	17				1,208	1,063	1,054		1,1083	0,0864

Tabela 3.4– Concentrações dos contaminantes Mg^{+2} e Cd^{2+} no lixiviado (ponto E2F6 de Santos, 1996).

	09/10	04/01	15/02	30/03	Média	Desvio Padrão
Cd^{2+}	0,0735	0,0265	0,0390	0,0351	0,0351	0,0064
Mg^{2+}	6,30	17,540	23,130	36,22	23,13	9,5877

As concentrações do lixiviado foram realizadas logo abaixo da pilha de resíduos, o pH aferido para o mesmo está situado entre 7,45 a 7,7 demonstrando uma tendência mais alcalina, o que sugere uma estabilização entre os processos de produção e consumo de ácidos (Santos, 1996). Já como nível hidrostático, utilizou-se a delimitação realizada por Stollberg (2011) que em uma campanha de estudos geofísicos e objetivando uma segunda campanha para determinação

posterior da qualidade das águas subterrâneas (ainda não realizada), construiu poços de monitoramento, que foram utilizados para a medição do nível piezométrico.

Entretanto, como os dados coletados eram restritos à porção sudoeste do ACJC e como não havia mais locais de monitoramento para dados adicionais sobre a profundidade do nível freático, foram utilizados dados de bancos secundários (poços subterrâneos usados por agricultores e residentes locais, águas superficiais identificadas por imagens de satélite e interceptadas por um modelo de elevação) e palmeiras do Buriti- indicador natural, pois é possível prever a mínima profundidade em que o nível freático se encontra, uma vez que sua zona radicular está limitada a cerca de 0,6 metro abaixo da superfície do terreno, assim a cota altimétrica dessas árvores para o nível freático foram estabelecidas em 1,0 metro de profundidade em relação ao MDE da área de estudo, tais pontos estimados estão apresentados na Figura 3.3.

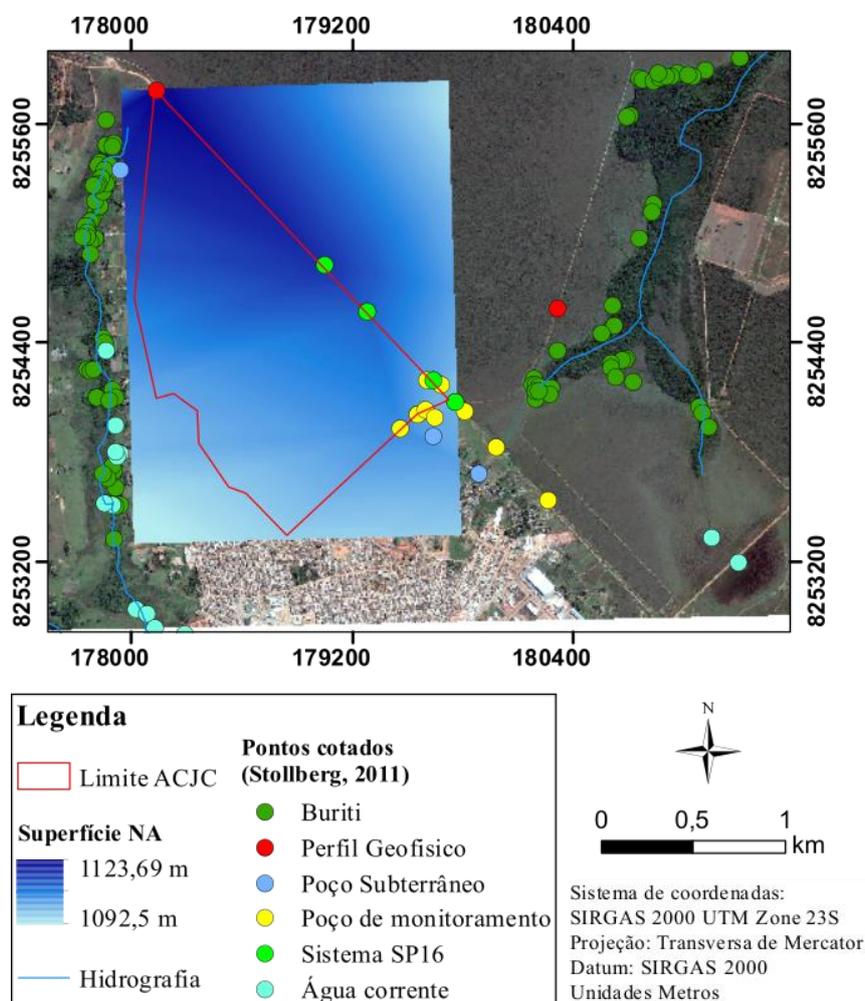


Figura 3.3- Superfície freática para a região do ACJC (Adaptada de Stollberg, 2011).

3.2 METODOLOGIA

A metodologia geral do trabalho está representada na Figura 3.4, entretanto cada uma das etapas apresentadas possuem um arranjo de ações e métodos que serão detalhados nas seções subsequentes.

3.2.1 Etapa 1- Revisão bibliográfica e inventário de dados

Nesta etapa, foi feita uma revisão bibliográfica de modo a compreender os temas necessários para o desenvolvimento da ferramenta, os aspectos históricos e físicos da área de estudo e, concomitantemente, catalogar os parâmetros geotécnicos e hidrogeológicos essenciais para aplicação do modelo de transporte de contaminantes na condição não saturada e em um solo tropical.

Como o modelo regionalizado necessita que os parâmetros estejam georreferenciados, foi necessário aplicar diversas metodologias de coleta, catalogação, registro de dados cartográficos e, além disso, dados descritivos e experimentais que direta ou indiretamente estão associados com elementos espacialmente representados. A Figura 3.5 apresenta o fluxograma detalhado com as informações catalogadas e os métodos para composição do inventário de dados.

Os dados obtidos foram armazenados no formato digital (vetorial e *raster*) e como arquivos de texto, tabelas e gráficos. Essas informações passaram por uma análise de consistência, além de terem sido confrontadas por outras fontes de dados visando corrigir possíveis erros, isto é, apesar das poucas referências para o Aterro, haviam informações que não se apresentavam mais disponíveis (exemplos: relatórios do SLU antigos) ou eram dúbias (quantitativos aterrados).

Para o armazenamento dos dados geográficos, definiu-se um sistema de coordenadas do projeto, pois isso é essencial para a redução e minimização da propagação de erros de posicionamento espacial. Por essa razão, houve a padronização dos diferentes dados coletados e conversão para o sistema de coordenadas oficial do Brasil. Assim sendo, o DATUM de representação escolhido é o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS2000) determinado como o novo sistema de referência geodésico brasileiro instituído pelo decreto de nº 5334/2005 alusivo ao Projeto de Mudança do Referencial Geodésico (PMRG), no qual foi dado um prazo de 10 anos para a transição e adaptação dos sistemas até então vigentes, SAD69 e Córrego Alegre

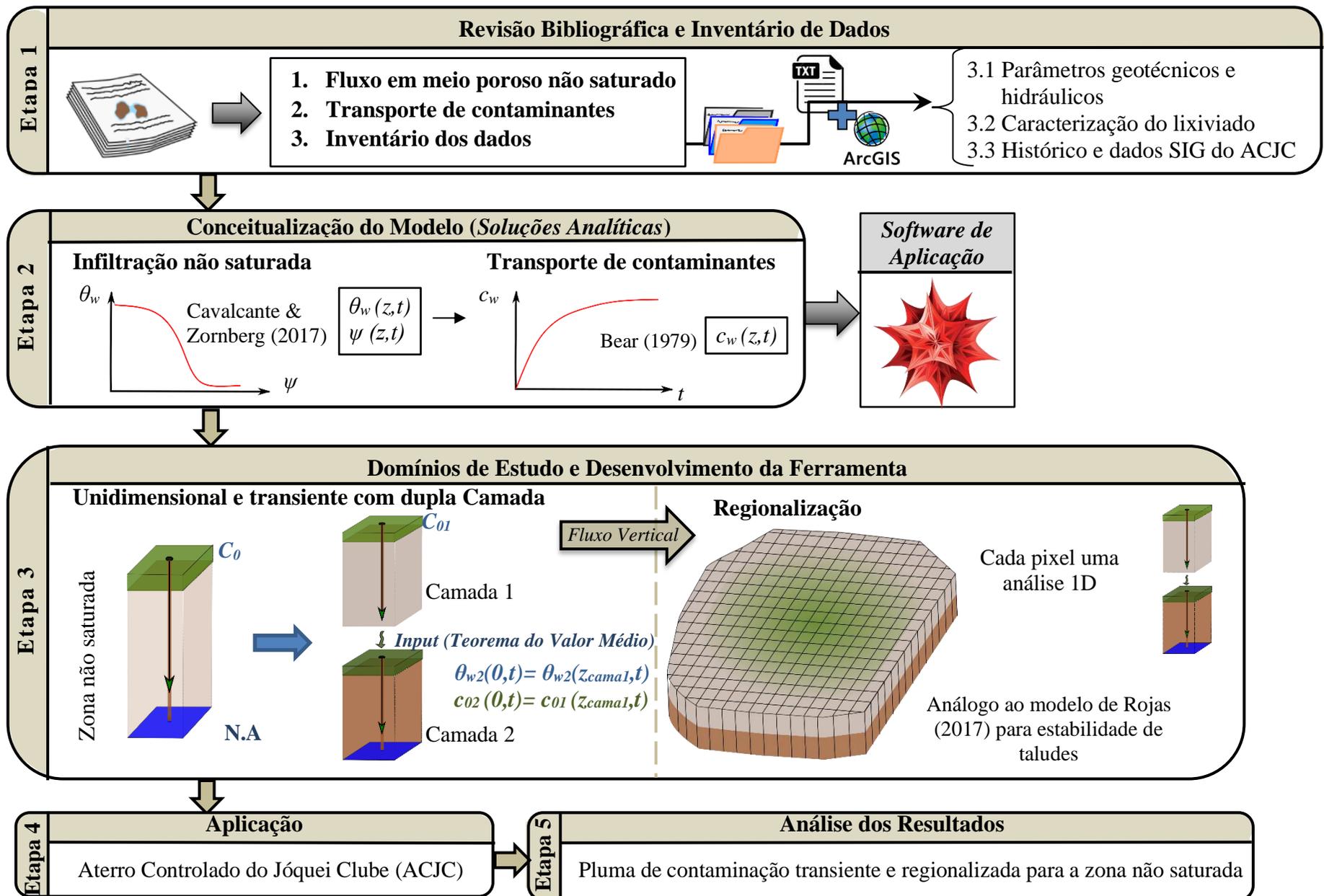


Figura 3.4- Fluxograma metodológico geral para análise da pluma de contaminação regionalizada e transiente.

3.2 Metodologia

Além disso, para a entrada dos dados regionais no *software* Wolfram Mathematica® necessita-se da representação espacial em coordenadas planialtimétricas. Dessa forma, a entrada de dados se dá em formato *ASCII* (.asc), no qual cada parâmetro se comporta como uma matriz de valores. Para isso, foi escolhida a projeção cartográfica *Universal Transversa Mercator* (UTM) por manter as propriedades de conformidade e quase equivalência em relação às reais.

Um fato importante de ser mencionado é a localização do ACJC que se dá entre os fusos 22 e 23 da zona UTM, apesar disso, a maior parte da região encontra-se no fuso 23. Uma distância de até 55 km fora da zona ainda mantém as propriedades inerentes à essa projeção, dessa forma todos os dados foram representados na zona 23 Sul, uma vez que um percentual maior da região encontra-localizado nessa zona.

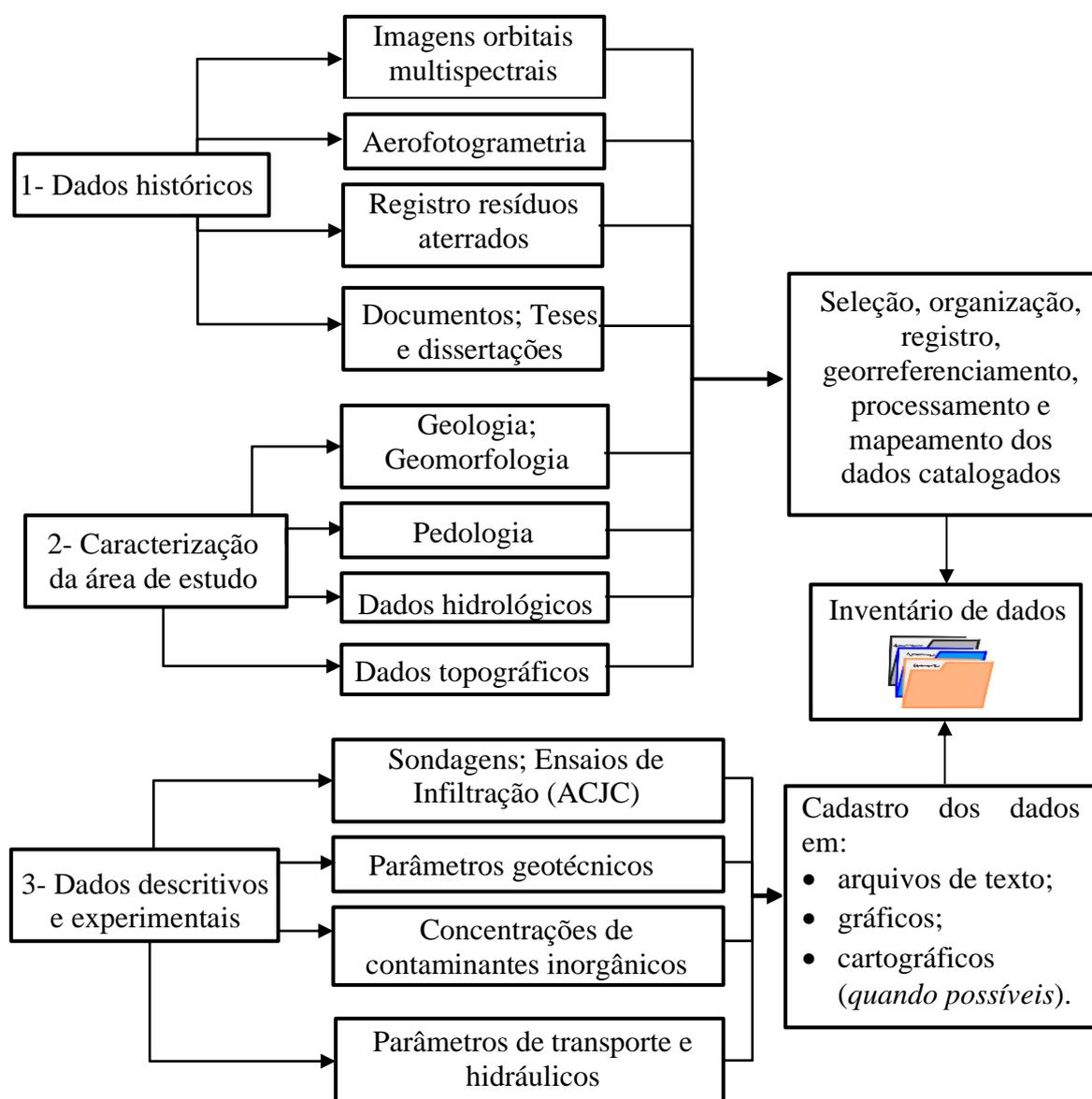


Figura 3.5-. Inventário de dados confeccionado na Etapa 1

As especificidades dos dados catalogados (Figura 3.5) serão expressas com maior detalhes na seção 3.2 de Materiais.

3.2.2 Etapa 2- Conceitualização do modelo

O modelo de transporte de contaminantes para a zona não saturada já tem sido estudado na literatura e encontra-se bem documentado (Bear & Cheng, 2010; Fetter, 2018; Salinas, 2017), porém depende de parâmetros hidráulicos que, por sua vez, comportam-se de maneira altamente não linear. Consequentemente, as soluções analíticas, em geral, costumam ser simplificadas ou com uma elevada quantidade de parâmetros de ajustes sem significado físico (apresentado detalhadamente na Tabela 2.2). Assim sendo, optou-se pela utilização do modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) que, apesar das simplificações nas condições de contorno e inicial, simula o fluxo não saturado de modo transiente e com um único parâmetro de ajuste.

A modelagem foi pautada na solução analítica da *Equação de Richards* para o ajuste dos parâmetros hidráulicos do meio poroso não saturado associada à solução proposta por Bear (1972) para *Equação da Advecção- Dispersão (ADE)*, que descreve o fluxo de contaminantes considerando os processos de sorção, decaimento e os mecanismos físicos de advecção e dispersão hidrodinâmica.

Como havia o objetivo de formular posteriormente a ferramenta considerando duas camadas de solo, foi preciso implementar as duas soluções analíticas referentes ao processo de infiltração não saturada tendo por condição de contorno superior um θ_0 constante, consideração adotada para os casos 1 e 2 (vide seção 2.2.1) por Cavalcante & Zornberg (2017). O primeiro se aplica para uma camada de solo semi-infinita e o segundo um solo com espessura limitada, L .

A implementação dos dois casos é mais apropriado, pois ao considerar a camada 1 do modelo como de espessura infinita, tem-se uma transição suavizada para a camada 2 que, por sua vez, será considerada finita. Essa suposição é mais condizente fisicamente, visto que o meio poroso realmente possui espessura limitada, além disso, a condição inferior no segundo caso é análoga à apresentada para a equação do calor, indicando um impermeabilidade do meio no seu limite inferior.

Assim, tem-se os teores de umidade descritos em função do espaço e do tempo para os casos 1 e 2, respectivamente, $\theta_{w,1}(z,t)$ e $\theta_{w,2}(z,t)$. As soluções analíticas para cada uma das condições de contorno estão sintetizadas na Tabela 3.5.

Tabela 3.5- Soluções analíticas para os casos 1 (solo semi-inifnito) e 2 (finito) propostas por Cavalcante & Zornberg (2017).

Caso 1	Caso 2	
$\theta_{w,1}(z,t) = \theta_i + (\theta_0 - \theta_i)A(z,t)$	$\theta_{w,2}(z,t) = \theta_i + (\theta_0 - \theta_i)B(z,t)$	
com:	com:	
$A(z,t) =$ $\frac{1}{2} \left[e^{\frac{\bar{a}_s z}{\bar{D}_z}} \operatorname{Erfc}(Z_{+1}) + \operatorname{Erfc}(Z_{-1}) \right]$	$B(z,t) =$ $\frac{1}{2} \operatorname{erfc}(Z_{-1}) + \frac{1}{2} \exp\left(\frac{\bar{a}_s z}{\bar{D}_z}\right) \operatorname{erfc}(Z_{+1}) +$ $+ \frac{1}{2} \left[2 + \frac{\bar{a}_s(2L-z)}{\bar{D}_z} + \frac{\bar{a}_s^2 t}{\bar{D}_z} \right] \exp\left(\frac{\bar{a}_s L}{\bar{D}_z}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{2L-z+\bar{a}_s t}{2\sqrt{\bar{D}_z t}}\right)$ $- \sqrt{\frac{\bar{a}_s^2 t}{\pi \bar{D}_z}} \exp\left(\frac{\bar{a}_s L}{\bar{D}_z} - \frac{(2L-z+\bar{a}_s t)^2}{4\bar{D}_z t}\right)$	
Em que:		
$Z_{\pm 1} = \frac{z \pm \bar{a}_s t}{2\sqrt{\bar{D}_z t}},$	$\bar{a}_s = \frac{k_s}{(\theta_s - \theta_r)},$	$\bar{D}_z = \frac{k_s}{\delta(\theta_s - \theta_r)\rho_w g}.$

As soluções da Tabela 3.5 estão embasadas nos modelos constitutivos representados pelas funções de condutividade hidráulica não saturada e da curva característica do solo. Ambas dependem do parâmetro de ajuste hidráulico (δ) que, de acordo com Rojas (2017), consiste, geometricamente, no coeficiente angular inicial da curva característica e, fisicamente, é influenciado pela máxima capacidade de umedecimento do solo e pela condutividade hidráulica saturada (k_s).

A determinação desse parâmetro ocorre pelo MMQ (Método dos Mínimos Quadrados), no qual se ajusta o modelo por regressão à curva característica obtida experimentalmente, de tal modo que a somatória dos resíduos, u_i (valores experimentais menos os valores analíticos) ao quadrado seja minimizada, isto é:

$$E_{MMQ} = \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2 \quad (3.1)$$

onde, Y_i representa os dados experimentais, \hat{Y}_i valor estimado pelo modelo analítico e E_{MMQ} é o somatório dos resíduos, ou seja, o erro entre o valor estimado e o medido. Os subscritos i retratam cada um dos dados amostrais ($i = 1, 2, \dots, n$, em que n é o tamanho da amostra).

A aplicação do MMQ quando os dados podem ser descritos por uma regressão linear ocorre derivando a Eq. (3.1) e igualando-a zero. Entretanto, quando a função não é linear, é preciso realizar o cálculo de modo iterativo por meio da variação dos parâmetros independentes.

Neste trabalho, foi aplicada a ferramenta *FindFit* do *Software Wolfram Mathematica*® para obtenção do parâmetro δ que é resultante da otimização de dados pelo MMQ. Esse parâmetro conjuntamente com as soluções analíticas de Cavalcante & Zornberg (2017) resultaram na obtenção da função do teor de umidade volumétrica variando no espaço e no tempo $\theta_{w,j}(z,t)$.

Somente após a obtenção dos parâmetros que regem o fluxo não saturado é possível aplicar as funções encontradas para o estudo da contaminação na zona vadosa do solo. Para isso, utilizou-se a formulação proposta por Bear (1972), substituindo o termo de porosidade pelo teor de umidade volumétrica, como foi apresentado durante o item 2.3.3. Obtém-se assim, a Eq. (2.75) descrita com todos os termos em função $\theta_{w,j}$, resultando na seguinte formulação do transporte de contaminantes para o fluxo não saturado:

$$c_{w,j} = \frac{c_0}{2} \left\{ e^{\frac{v_{p,j}}{2 D_{h,j}} z (1-\Gamma)} \operatorname{erfc} \left[\frac{z - \frac{V_{p,j}}{R_j} t \Gamma}{2 \sqrt{\frac{D_{h,j}}{R_j} t}} \right] + e^{\frac{v_{p,j}}{2 D_{h,j}} z (1+\Gamma)} \operatorname{erfc} \left[\frac{z + \frac{V_{p,j}}{R_j} t \Gamma}{2 \sqrt{\frac{D_{h,j}}{R_j} t}} \right] \right\}, j = \{1, 2\} \quad (3.2)$$

onde, $c_{w,j} = c_{w,j}(z,t)$ representa a concentração média de contaminante calculada em relação ao volume total do solo [ML^{-3}] e $\theta_{w,j} = \theta_{w,j}(z,t)$ o teor de umidade volumétrica [L^3L^{-3}], ambos expressos em função dos casos 1 e 2 de Cavalcante & Zornberg (2017) e dependentes do espaço e do tempo. Além disso, os termos da equação $V_{p,j}$, $D_{h,j}$, R_j correspondem às expressões:

$$v_{p,j} = k_z \frac{i_{grad}}{\theta_{w,j}} \quad (3.3)$$

$$D_{h,j} = \alpha_{dL} v_{p,j} + \frac{\theta_{w,j}^{10/3}}{\theta_s} D_0 \quad (3.4)$$

$$R_j = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta_{w,j}} \quad (3.5)$$

onde, $k_{z,j} = k_{z,j}(z,t)$ representa a condutividade hidráulica variando no espaço e no tempo em função do teor de umidade volumétrica $\theta_{w,1}(z,t)$ e $\theta_{w,2}(z,t)$, expresso, como sendo:

$$k_z = -k_s \frac{\theta_{w,j} - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (3.6)$$

As formulações acima foram implementadas no *software* Wolfram Mathematica® apresentando o transporte de contaminantes para cada uma das situações de contorno do fluxo anteriormente expressas. Como as simulações foram implementadas para um solo com dupla camada, a camada 1 poderia ser representada pelos casos 1 ou 2 a depender da posição do nível freático, enquanto a camada 2 da mesma maneira poderia estar submetida aos dois casos, sendo que a condição infinita (caso 1) se aplica apenas nas situações em que o nível freático não é atingido.

3.2.3 Etapa 3- Domínios de estudo e desenvolvimento da ferramenta

Nesta etapa, foram implementadas as considerações para aplicação da ferramenta analítica em dois domínios porosos heterogêneos, sobretudo quanto aos parâmetros de ajuste hidráulico e permeabilidade do meio, visando obter melhores suposições para aplicabilidade posterior no estudo de caso- ACJC.

Os maiores percalços para aplicação da formulação nas duas camadas, está na transição entre elas, uma vez que, as entradas de fluxo e de transporte de contaminantes necessitam manter a continuidade dos valores, ou seja, apresentar como condições de contorno iniciais para o topo da camada 2, respectivamente:

$$\theta_{02}(0,t) = \theta_{w1}(z_{\text{Camada1}},t) \quad (3.7)$$

$$c_{02}(0,t) = c_{w1}(z_{\text{Camada1}},t) \quad (3.8)$$

Entretanto, com as simulações verificou-se que o fluxo não saturado e a contaminação no limite inferior da camada 1 apresentavam um comportamento não linear para um dado intervalo de tempo. Isso implica em desacordo nas condições de contorno superior da camada 2, com as condições necessárias para aplicação da formulação tanto do fluxo não saturado (solução analítica de Cavalcante e Zornberg, 2017) quanto do transporte de contaminante (solução de Bear, 1972), pois necessitam, respectivamente, que o teor de umidade volumétrica e a concentração inicial sejam constantes ao longo do tempo.

A alternativa encontrada para sanar esse problema foi a de adotar valores médios para os dados de entrada do teor de umidade volumétrica e da concentração do contaminante no topo superior da camada 2. Esses valores foram obtidos utilizando o Teorema do Valor Médio do cálculo para integrais, respectivamente $\overline{\theta_{02}}$ e $\overline{c_{02}}$, sendo calculados nos intervalos de tempo relativos às suas entradas na segunda camada até o tempo final de simulação.

Com a implementação do modelo na escala local, foi possível regionalizar o código escrevendo-o em termos de matrizes. Essa abordagem permite que a função do fluxo de contaminantes não saturado seja incorporada para cada pixel da área de estudo. Essa regionalização foi análoga a executada por Rojas (2017) que aplicou de modo pioneiro tal método para análises de eventos de precipitação e estabilidade de taludes mediante soluções analíticas respectivas ao fluxo não saturado e ao Fator de Segurança (FS). Seu estudo apresentou resultados satisfatórios para um evento factual de deslizamento e com um rápido tempo de processamento, o que permite a aplicabilidade da ferramenta para monitoramento em tempo real das encostas.

3.2.3.1 Principais entradas e saídas do modelo

As entradas do modelo são todos os parâmetros que compõem a formulação de transporte de contaminantes não saturado, que podem ser convenientemente representados por uma estrutura matricial e armazenados em formato .asc (Figura 3.6, opção 1a) ou inseridas no *software* como um valor fixo para toda a região (Figura 3.6, opção 2a). Na opção 1, é importante notar que o cabeçalho do arquivo deve constar o número de colunas, linhas, coordenadas x e y do pixel inferior (planialtimétricas), resolução do pixel e células com valores nulos, seguido dos atributos para cada pixel, delimitados por um espaço simples, respeitando o total de linhas e colunas da área de estudo, conforme padronizado em *softwares* de SIG (Sistemas de Informações Geográficas). Ressalta-se que os valores das células definidos podem diferir, uma vez que o modelo aplica as formulações analíticas para cada pixel de modo separado.

O modelo, portanto, alimentado com os dados, realiza a simulação até o tempo de análise indicado pelo usuário e pode também gerar múltiplos mapas de contaminação e teor de umidade volumétrica variando com a profundidade e o tempo. Outra possibilidade do modelo é a geração dos gráficos de um pixel específico para análise. As saídas de dados são no formato matricial para os mapas (.asc), Figura 3.6 (opção 1b), e de imagem (.jpg) para os gráficos e plotagens locais, Figura 3.6 (opção 2b).

Os resultados em termos de mapas podem ainda serem apresentados graficamente com as ferramentas *ArrayPlot* e *PlotPoint3D*. Porém, podem ser exportados no formato *.asc* e incorporados nos *softwares* de geoprocessamento, tais como o *ArcGIS* e *QGIS*.

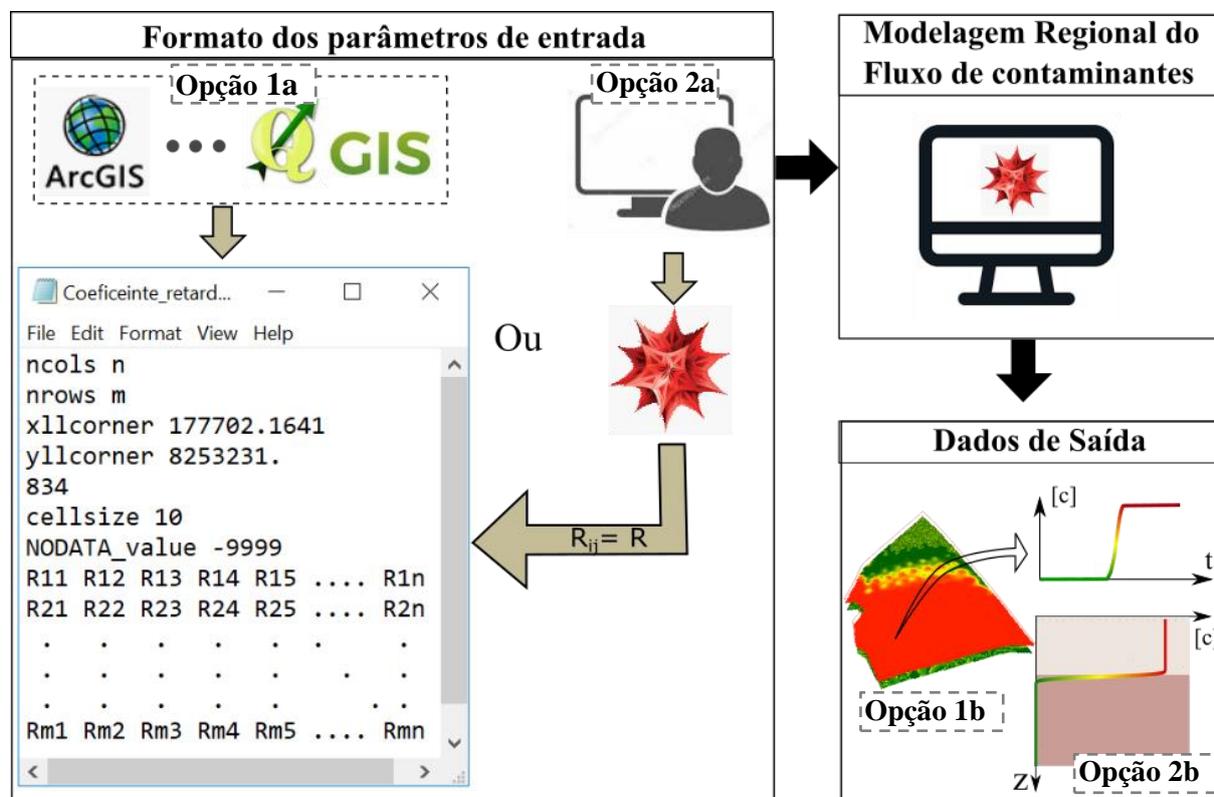


Figura 3.6- Formato dos dados de entrada, assim como, principais resultados de saída da modelagem.

3.2.4 Etapa 4- Aplicação do modelo para o ACJC

Nesta etapa, foi preciso representar a área de estudo com seus principais aspectos territoriais e condições de aplicação do modelo, pois são essenciais para definição dos parâmetros que regem a modelagem do fluxo de contaminantes não saturado. A metodologia dessa etapa, encontra-se representada na Figura 3.7.

Para utilização do modelo na área de estudo, foi necessário obter a superfície topográfica anterior à disposição dos resíduos, afinal o modelo será aplicado para o solo sob a pilha de lixo. Apesar disso, os dados altimétricos existentes na região do ACJC estão disponíveis apenas para os anos posteriores a 1991. Considerando que a disposição de resíduos se iniciou entre as décadas de 60 e 70, foi preciso realizar a reconstrução topográfica visando obter Modelo Digital de Elevação (MDE) do terreno em estado natural.

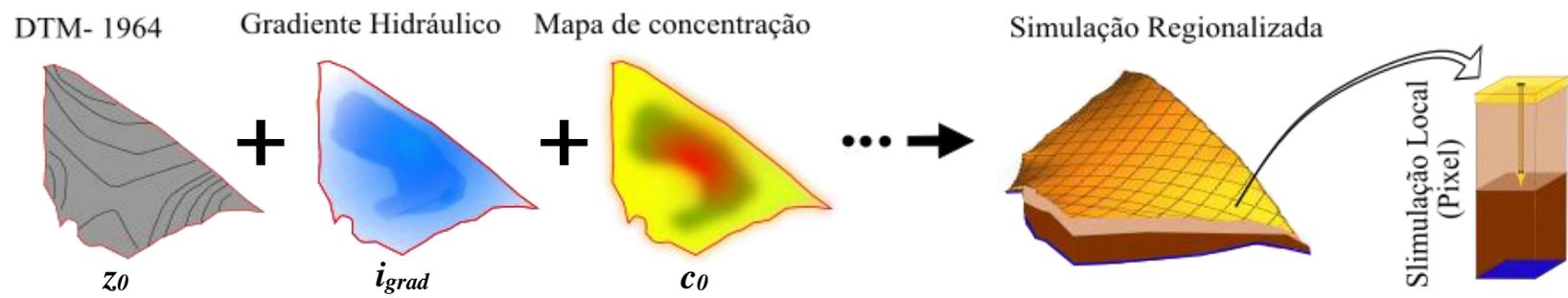
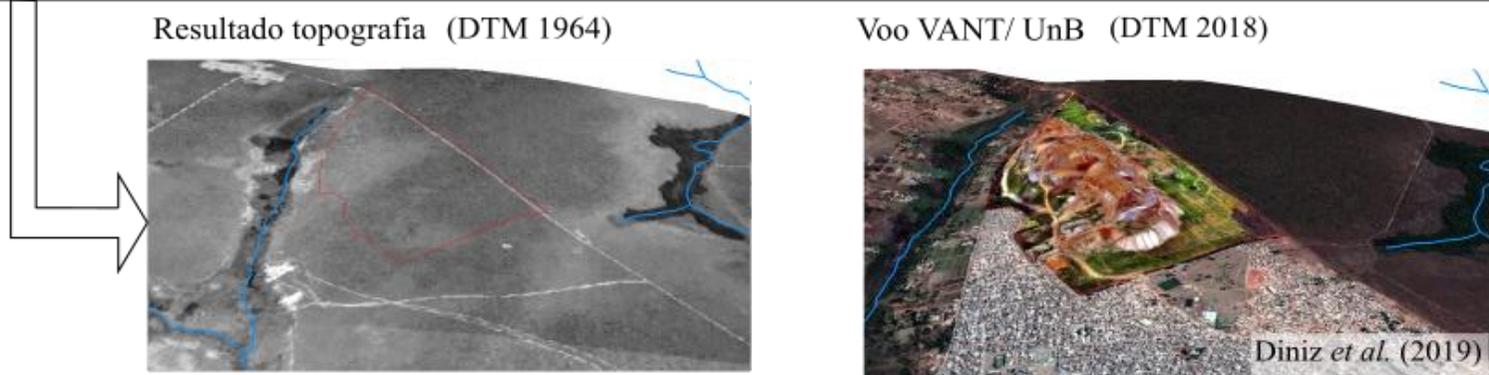
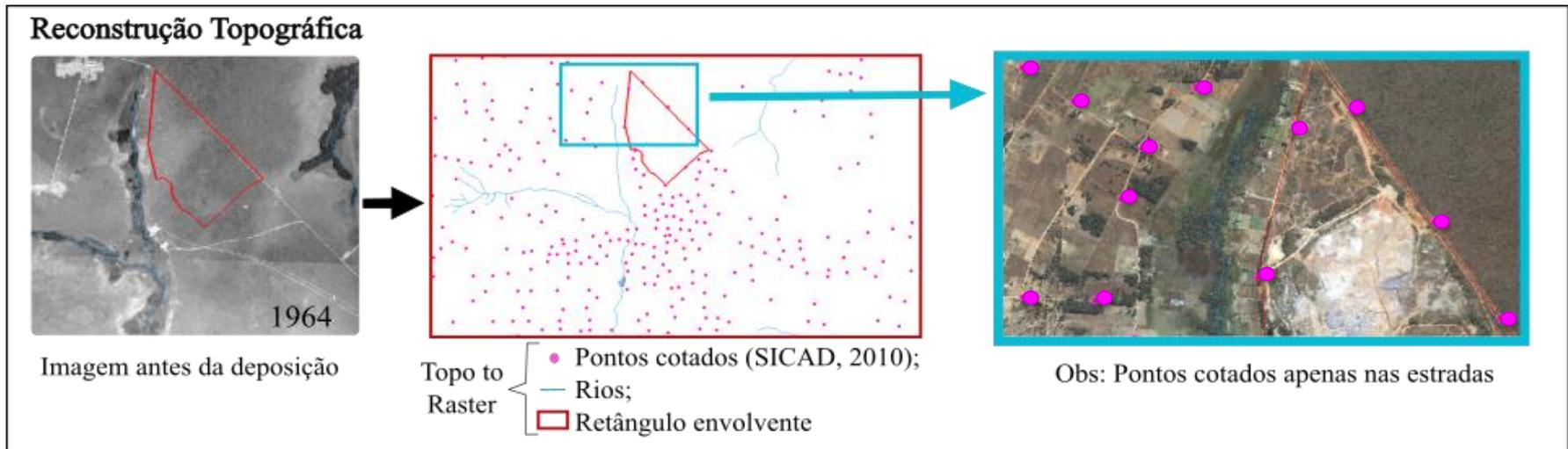


Figura 3.7- Etapa 4 aplicação da ferramenta regionalizada no ACJC.

Nesse sentido, utilizou-se a ferramenta *Topo to Raster* do software ArcGIS. Tal método derivou do estudo de Hutchinson (1998) em seu programa ANUDEM, no qual esse interpolador permite que sejam utilizados como dados de entrada: curvas de nível, pontos cotados, rios e o polígono da área de projeto, de maneira que possíveis erros sejam minimizados.

De acordo com Nogueira & Amaral (2009), essa é uma interpolação que apresenta de modo precípua o objetivo de conversão dos dados vetoriais nos modelos hidrológicos de elevação do terreno. Sua vantagem está na utilização da eficiência computacional da interpolação local- como a *IDW (Inverse Distance Weighting)*, em português, *Ponderação pelo Inverso da Distância*- sem perder a continuidade superficial dos métodos globais de interpolação, como *Krigagem* e *Spline*. Com a utilização dessa interpolação, é possível obter o MDE empregando os pontos cotados e as linhas de drenagem.

Com as análises das imagens históricas do inventário de dados, foi possível observar que os pontos cotados sobre estradas não apresentavam modificações altimétricas ao longo do tempo desde 1964. Assim, por meio do uso desses pontos SICAD (2010) e dos obtidos por GPS no estudo de Diniz *et al.* (2019) foi possível realizar a reconstrução topográfica desconsiderando o volume de resíduos, uma vez que os pontos escolhidos estavam localizados sobre regiões que não apresentavam modificação aparente na altimetria ao longo dos anos.

A reconstrução também depende das linhas de drenagem que precisam ser unifilares, conectadas e vetorizadas sempre no sentido do escoamento (nascente-foz). Para rede hidrográfica (SICAD, 2010) foi necessário editar alguns trechos (exemplificados na Figura 3.8), pois não atendiam simultaneamente às três condições necessárias.

Assim, mediante o uso das ferramentas de edição do *ArcGIS 10.6- merge, split e flipline* -foram corrigidos todos os trechos dos rios referentes às unidades hidrográficas, Córrego Bananal e Riacho Fundo, nas quais o ACJC está contido. Na Figura 3.8 pode-se observar a adequação das redes de drenagem para cada um dos casos: (a) a manutenção da unifiliaridade, onde os rios precisam estar representados por apenas a linha de centro sem inclusão das margens, assim como não deve haver polígonos para as delimitação de lagos ou represas; (b) garantir a conexão dos rios, exceto os de bacias distintas; e (c) todos trechos dos rios precisam estar orientados no sentido nascente-foz e segmentados até os pontos de intersecção com os rios tributários.

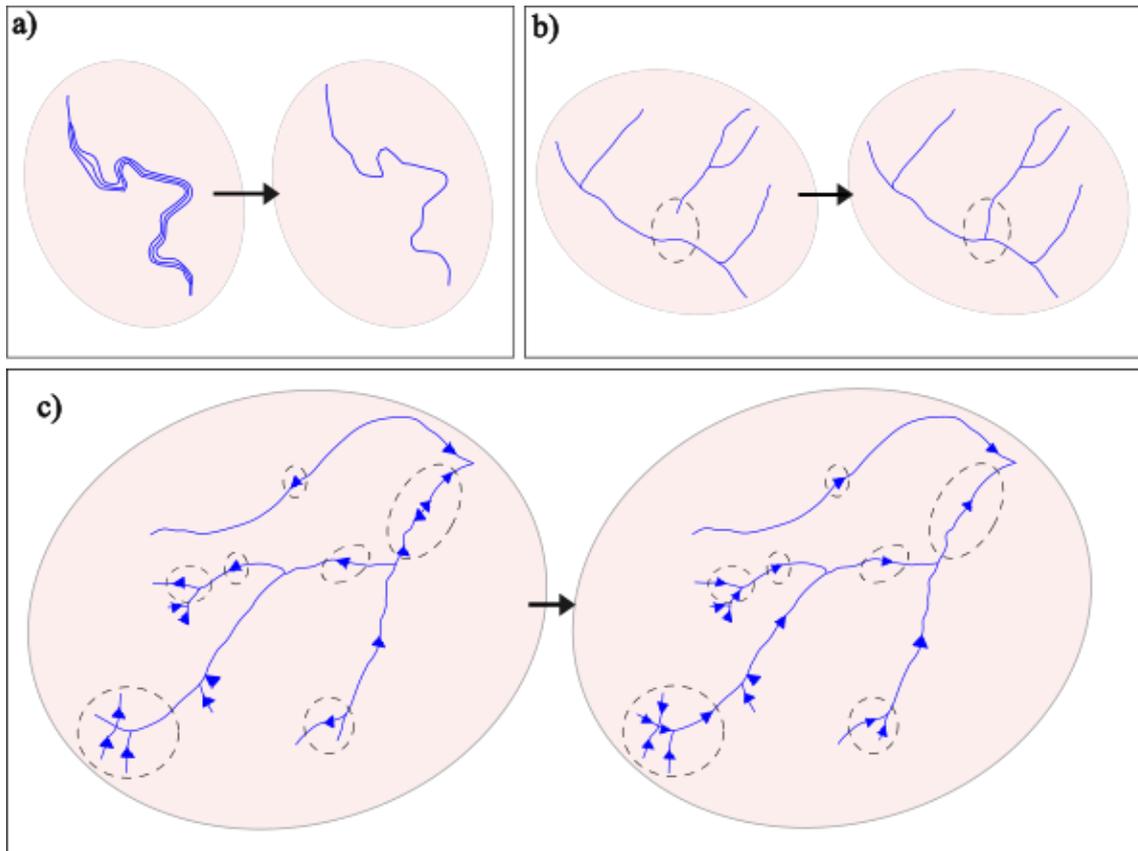


Figura 3.8- Correção da rede de drenagem para a manutenção da: (a) unifiliaridade; (b) conexão dos rios; e (c) orientação e delimitação dos trechos da drenagem.

Com isso, foi obtido o MDE de 1964, embasado nas imagens históricas para a seleção dos pontos cotados, correção da rede de drenagem e utilização do polígono da área de projeto. Os dados de entrada foram rasterizados, isto é, descritos em termos matriciais e simulados na ferramenta com dupla camada. Para isso, foram utilizadas informações obtidas na caracterização da área de estudo e dados disponíveis nos relatórios, dissertações e teses que permitiram inferir os parâmetros como profundidade das camadas, gradiente de concentração e os dados geotécnicos e hidráulicos.

Pela escassez de dados recentes em termos de contaminantes no lixiviado, sua distribuição superficial e em profundidade não foi possível realizar diagnósticos para o ACJC, apenas a proposição de cenários que permitam avaliar o modelo. Em um deles, prezou-se pela simulação da situação de campo existente na pesquisa de Santos (1996), única dentro dos limites do ACJC que analisou os contaminantes na zona vadosa. Porém, por só terem sido amostrados dados para dois pontos em todo o território, não se pode falar de uma validação regional, mas de uma aplicação da modelagem em termos locais para observância das respostas do modelo frente às obtidas em campo.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Neste capítulo serão apresentados os principais aspectos locais em termos de características físicas, pois são essenciais para a compreensão da região na esfera local e regional, assim como para uma melhor definição dos parâmetros da modelagem.

4.1 LOCALIZAÇÃO

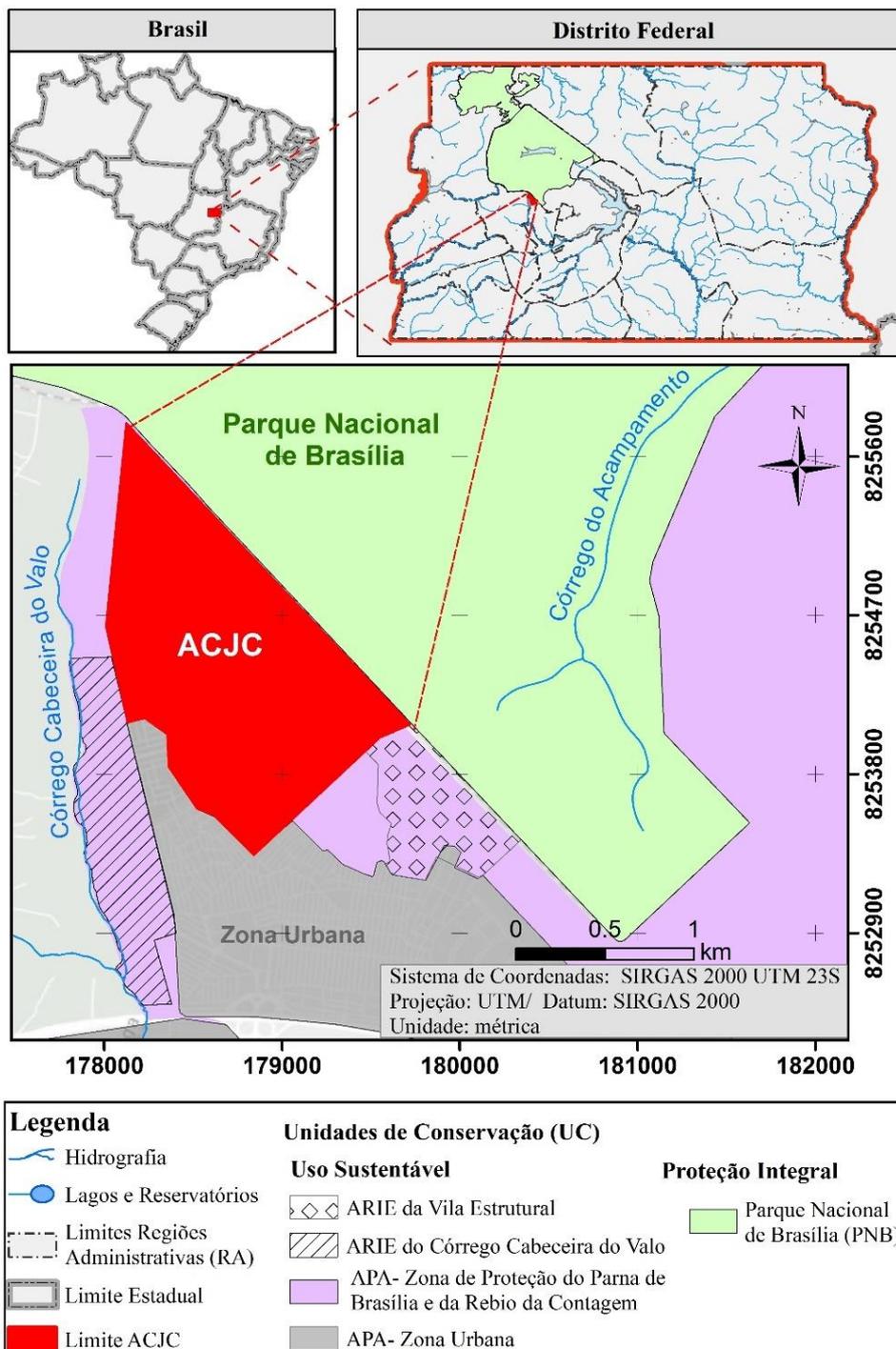


Figura 4.1-Mapa de localização do Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília.

O ACJC situa-se a cerca de 20 km do centro de Brasília, apresenta uma área de cerca de 200 hectares e está posicionado entre as coordenadas UTM (projeção cartográfica Universal Transversa Mercator) de 178000 a 180000 (m) Oeste e 8252900 a 8255500 (m) Sul (*DATUM* horizontal SIRGAS2000), ou entre as coordenadas geográficas 15°45.0' a 15°47.0' de Latitude Sul e 47°59.0' a 48°00.0' de Longitude Oeste (Figura 4.1). A área de estudo já foi denominada no passado de Lixão da Estrutural e, atualmente após seu fechamento em 2018 como depósito de RSU, passou a ser denominada de Unidade de Recebimento de Entulhos (URE). Apesar dessa transição de nomenclatura este trabalho optou por manter terminologia anterior.

O ACJC faz fronteira com importantes regiões de proteção ambiental. Apresenta-se de modo adjacente a duas Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Córrego Cabeceira do Valo e Vila Estrutural. Ressalta-se que ambas as ARIEs visam proteger o Parque Nacional de Brasília (PNB) e a Área de Proteção Permanente (APP) do Córrego Cabeceira do Valo (na região que lhe compete), entretanto apresentam-se bastante ocupadas pelos usos urbanos e rurais.

Esse conflito no uso das ARIEs destoa da sua definição, que tem por características possuir uma pequena área de extensão, com escassa ou ausência de ocupação humana, apresentando atributos naturais extraordinários que abriga exemplares raros da biota regional ou local (GREENTEC, 2012). Dados esses atributos, classificar a região como sendo uma ARIE tem por objetivos manter os ecossistemas naturais e regular o uso admissível do terreno.

Além disso, o ACJC, faz divisa (a Norte e a Leste) com o Parque Nacional de Brasília (PNB), conhecido também por Parque da Água Mineral, que é uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral criada em 1961 no Plano de Manejo instituído pelo Decreto Nº 241, está situado na porção noroeste do DF e abrange uma área de cerca de 42 mil hectares. Sua história está atrelada com a construção da Capital Federal, tendo sido fundada pela necessidade de proteger os principais rios fornecedores de água potável da região, assim como manutenção da vegetação local em seu estado natural.

A Oeste do ACJC, entre o Córrego Cabeceira do Valo e o limite do aterro, há uma região de chácaras que se baseiam em pequenas produções de hortifrutigranjeiros. E por fim, a Sudoeste da área de estudo, encontra-se uma elevada aglomeração urbana, conhecida como “Invasão da Estrutural” que se consolidou a partir da década de 70 com a instalação precária de moradias pelos catadores.

4.2 CLIMA

O clima do Distrito Federal, e conseqüentemente, do ACJC é demarcado por uma forte sazonalidade, com dois períodos distintos extremamente caracterizados: estação de verão (úmida e quente) e outra de inverno (fria e seca). De tal modo, que em geral, os meses de maio a setembro se caracterizam por baixas taxas de precipitação e nebulosidade, elevada taxa de evaporação e valores ínfimos de umidades relativas diárias (registro mínimo de 10% para o ano de 2018 segundo o INMET). De outubro a abril observam-se elevadas precipitações, com cerca de metade das chuvas concentradas nos meses de dezembro a março.

Observa-se, pela série histórica (Figura 4.2) apresentada por Baptista (1998), essa sazonalidade de Brasília, sendo a altura pluviométrica total anual média aferida na ordem de 1574 mm, enquanto o período de seca é caracterizado por uma precipitação total média de 400 mm.

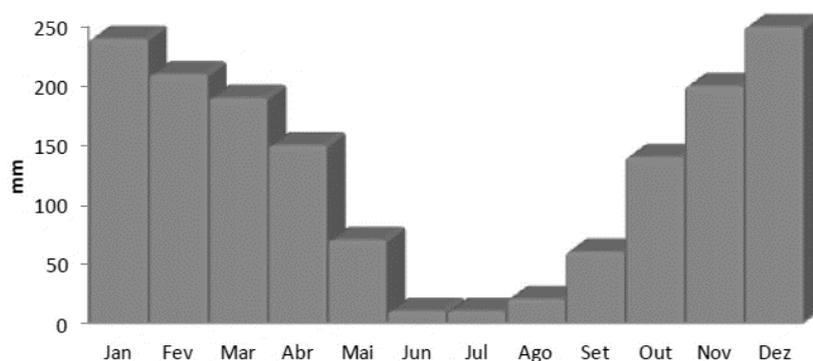


Figura 4.2- As precipitações pluviométricas totais mensais- série histórica do período de 1963 a 1990) (Adotada por Baptista, 1998)

4.3 GEOLOGIA

Conhecer a geologia de uma região é fundamental para a compreensão não apenas da litologia e dos aspectos estruturais, mas também das demais características físicas do território que englobam a pedologia, geomorfologia e hidrogeologia. Por isso, há diversos estudos que possuem por objetivo precípua o entendimento mais detalhado da geologia local.

Dentre os estudos relacionados com a revisão dos mapeamentos geológicos do Distrito Federal (DF) destacam-se, sobretudo, os trabalhos de Farias (1995) e Freitas-Silva & Campos (1998). Estes autores compartimentalizaram o DF em quatro grupos litológicos: Araxá, Bambuí, Canastra e Paranoá. Também especificaram as respectivas coberturas de solos residuais, de modo que os dois primeiros grupos litológicos datam da idade Neoproterozoica, enquanto os dois últimos se referem a idade Meso-Neoproterozoica.

Há o predomínio do grupo Paranoá sobre os demais (cerca de 65% da área do DF) e sua compartimentalização em unidades litoestratigráficas foram descritas no trabalho de Farias (1995). A priori ele utilizou por simbologia as sequencias deposicionais, da base para o topo, do seguinte modo: *SM, R₁, Q₁, R₂, Q₂, S, A, R₃, Q₃, R₄ e PC*, sendo atualizadas para Formações litológicas por Campos *et al.* (2013). De tal modo que a atualização da nomenclatura para as Formações do grupo Paranoá presentes no Distrito Federal se encontra apresentada na Tabela 4.1.

Tabela 4.1- Formalização da nomenclatura das unidades litoestratigráficas presentes no Distrito Federal (Campos *et al.*, 2013)

Nome informal	Nome da formação	Sigla da unidade de mapeamento	Localidade da área-tipo/holoestratótipo
Unidade PC	Formação Córrego do Barreiro	MNPpacb	Cabeceira do Córrego do Barreiro, Brazlândia, DF.
Unidade R ₄	Formação Córrego do Sansão	MNPpacs	Cabeceira do Córrego do Sansão, Sobradinho, DF.
Unidade Q ₃	Formação Ribeirão Contagem	MNPparc	Cabeceira do Ribeirão Contagem, Brasília, DF.
Unidade R ₃	Formação Serra da Meia Noite	MNPpas mn	Estrada da Linha de Transmissão próxima ao Povoado Garimpinho (Colinas do Sul), GO.
Unidade A	Formação Ribeirão do Torto	MNPpart	DF 003 próximo à ponte sobre o Ribeirão do Torto, DF.
Unidade S	Formação Ribeirão Piçarrão	MNPparp	GO-118, km 155 a 156.

A geologia do Distrito Federal com as especificações dos grupos litológicos e das unidades litoestratigráficas do grupo Paranoá encontra-se detalhada no mapa geológico simplificado do DF (Figura 4.3) e na coluna estratigráfica (Figura 4.4). Como pode-se observar, o ACJC situa-se na Formação Ribeirão do Torto (Unidade A) que se caracteriza pelas ardósias roxas quando no estado alterado e cinzas esverdeadas quando frescas, sendo dominantes na maior parte da sucessão. Segundo Campos *et al.* (2013) nas proximidades superiores, próximo ao limite com a Formação Serra da Meia Noite, há intercalações síltico-argilosas milimétricas a centimétricas, com tonalidade vermelho a rosada, na qual se inicia a passagem gradual para a unidade de metarritmitos que a recobre. Essas rochas apresentam faturamento intenso, devido ao seu caráter pelíptico (tipo petrográfico onde mais facilmente se desenvolvem as foliações metamórficas), sendo bastante penetrativas (clivagens ardosianas típicas). Com estrutura sedimentar plano-paralela, nas proximidades do topo da unidade.

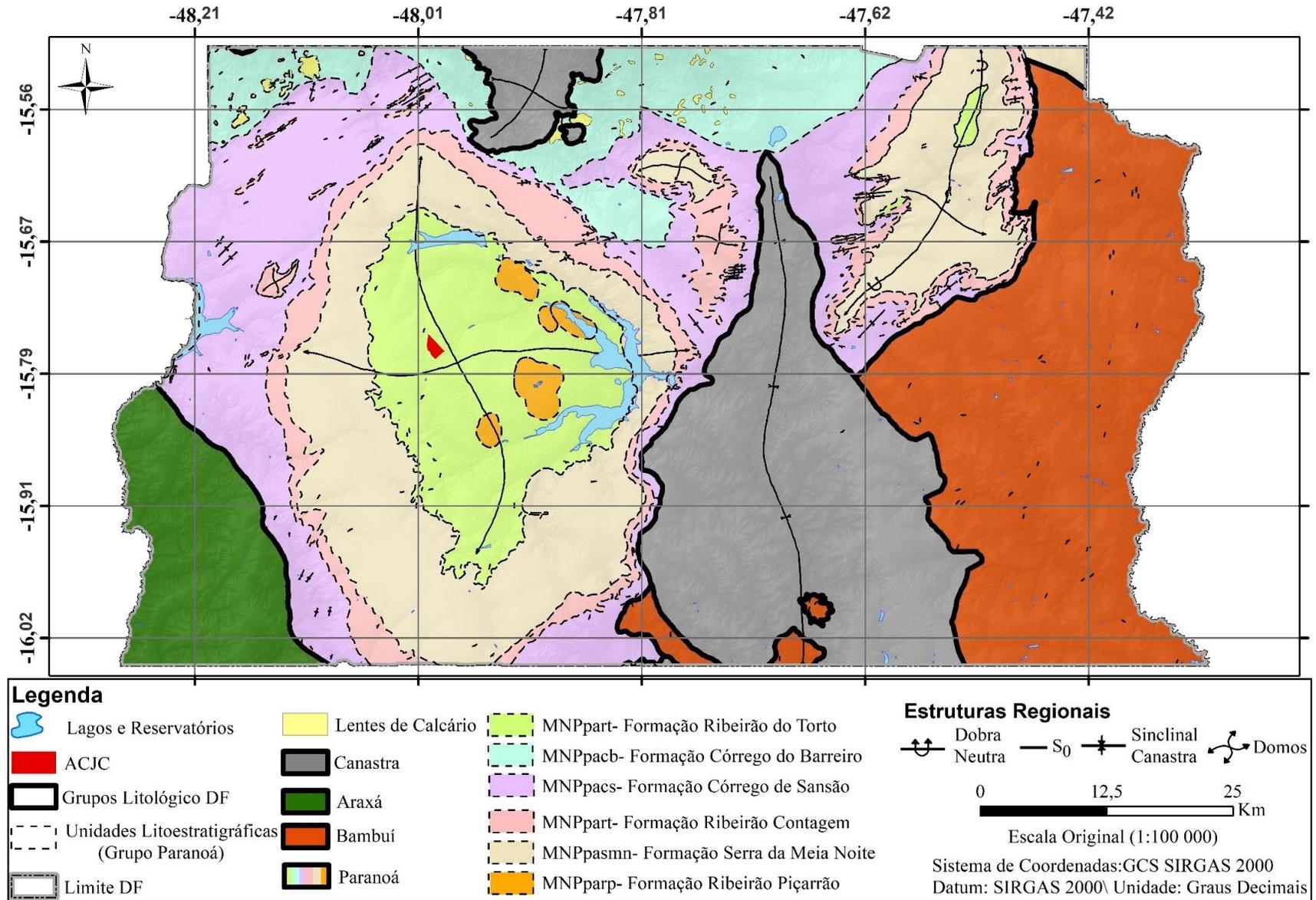


Figura 4.3- Mapa geológico simplificado do DF (Modificado de Freitas-Silva & Campos, 1998)

Cabe salientar que a ardósia apresenta baixa resistência aos processos de intemperismo, tem pouca exposição no DF (apenas em erosões e taludes de estradas), sua ocorrência, em geral, se restringe ao Domo de Brasília. As rochas que se encontram nessa formação, segundo Carneiro (2002), estão capeadas por um espesso latossolo argiloso

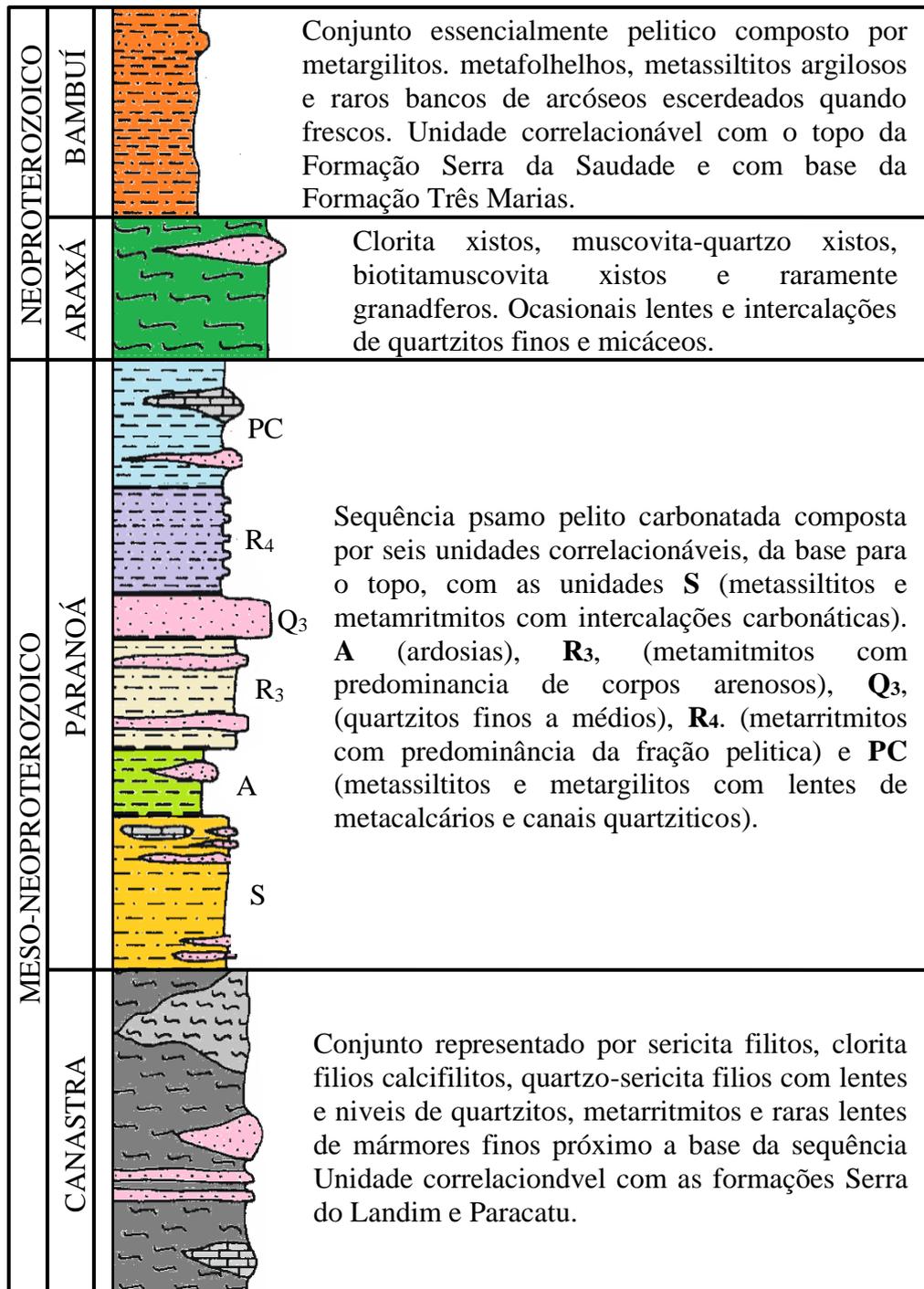


Figura 4.4- Coluna estratigráfica com as unidades litológicas presentes no DF (Adaptado de Freitas-Silva & Campos, 1998).

Araújo (1996) relata a presença de afloramentos de ardósia na região do ACJC próximo ao Córrego Cabeceira do Valo e, na entrada do aterro, blocos de quartzitos, os quais provavelmente seriam componentes das lentes das ardósias que sofreram lixiviação, entretanto os blocos de quartzito restaram devido à sua maior resistência.

Nas sondagens realizadas no estudo de Campos *et. al.* (2006), concentradas na porção sudoeste da área de estudo (atual parque urbano), observou-se com os resultados nos horizontes C1 (referentes a porção superior do saprolito, constatado em profundidades superiores a 20-30 metros), que os resultados podem ocorrer devido à presença das ardósias altamente intemperizadas, ainda com a clivagem parcialmente preservada ou por um material arenoso, presente apenas na porção bem inferior, próximo ao contato das unidades A e R₃.

De tal modo, com as análises de subsuperfícies do estudo supracitado, os afloramentos observados por Araujo (1996) em concomitância com Freitas-Silva & Campos (1998), pode-se caracterizar de modo sintetizado a geologia local pelo predomínio das ardósias roxas, friáveis e com duas clivagens bem definidas, e mais ainda, a presença das restritas camadas e lentes arenosas, sendo que apenas na porção mais rebaixada, próximo ao córrego do Cabeceira do Valo, tem-se os metarritmitos intemperizados (Unidade R₃), em que as camadas arenosas estão intercaladas com as camadas argilosas.

4.4 HIDROGRAFIA

Do ponto de vista da hidrografia, o DF situa-se na porção mais elevada do Planalto Central, atuando como um divisor de águas de três importantes regiões hidrográficas nacionais (São Francisco, Paraná e Tocantins/Araguaia). Cada uma delas estão ainda subdivididas em bacias e Unidades Hidrográficas (UH), totalizando um total de 7 bacias e 41 unidades (Figura 4.5). A área de estudo encontra-se inserida na bacia do Lago Paranoá e comporta-se como um divisor de águas local para as unidades hidrográficas Córrego Bananal e Riacho Fundo.

É importante frisar, portanto que parte das águas superficiais drenam para o córrego do Acampamento que, por sua vez, deságua no ribeirão Bananal componente de um dos braços da porção norte do Lago Paranoá. Outra parte das águas direciona-se do córrego Cabeceira do Valo para o córrego Vivente Pires que conflui com o ribeirão Riacho Fundo desaguando, por fim, na porção sul do Lago Paranoá. Assim, como ressalta Carneiro (2002), as águas superficiais e subterrâneas da região do ACJC fluem para o Lago Paranoá, seja pela porção norte ou sul.

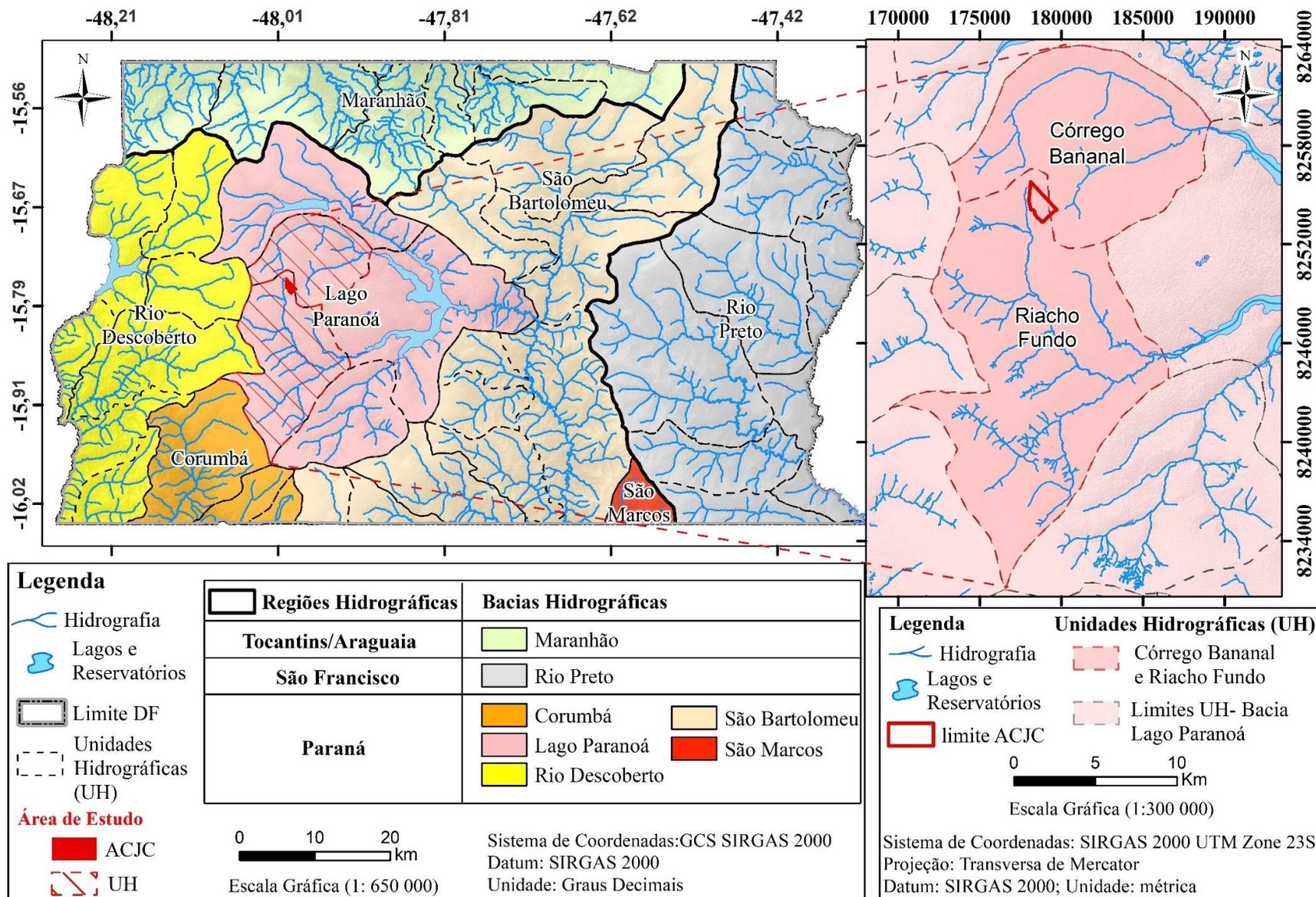


Figura 4.5- Mapa hidrográfico do DF com ênfase no Aterro Controlado do Jôquei Clube (ACJC) .

Há uma problemática quanto ao fluxo da água superficial, devido ao risco de contaminação desses córregos e do próprio Lago. O cuidado precisa ser redobrado já que desde do ano passado, impulsionado pela crise hídrica do DF de 2017, ocorre captação de água no ribeirão Bananal (subsistema Bananal) que é direcionada para Estação de Tratamento de água de Brasília (ETA) e se mistura com o sistema Santa Maria/ Torto (segundo maior reservatório do DF que abastece cerca de 25% da população). Além disso, o Lago Paranoá também já é responsável pelo abastecimento de cerca de 7% dos habitantes, apesar do número incipiente, é fundamental monitorar a qualidade da água para garantir que o tratamento seja adequado, respeitando os parâmetros de potabilidade.

4.5 PEDOLOGIA

O estudo que se configura ainda como o mais importante na descrição e diferenciação dos solos do DF, foi realizado em 1978 pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) e executado pelo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (SNLCS). A Figura 4.6 apresenta a distribuição das classes de solo no DF e no ACJC.

No Distrito Federal (DF) observa-se o predomínio de três classes de solos, denominadas de Latossolo Vermelho-Escuro (LE), Latossolo Vermelho-Amarelo (LV) e Cambissolo (C), que juntos correspondem a mais de 85% dos solos presentes na Capital Federal. Com a reclassificação conforme o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 1999), o Latossolo Vermelho-Escuro passou a ser denominado Latossolo Vermelho (LV), o latossolo Vermelho-Amarelo manteve a nomenclatura, mas sua sigla se tornou LVA.

Segundo a EMBRAPA (1999), os latossolos ocupam 54,5% do DF, sendo que o LV corresponde a 38,92%. Caracterizam-se por ser altamente intemperizados e resultam da remoção da sílica e de bases trocáveis do perfil. Por consequência, concentram minerais secundários como caulinita, óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de Fe e Al como a hematita, goethita e gibsitita. O quartzo persiste como mineral primário pela sua resistência ao intemperismo. Já os cambissolos ocupam cerca de 31% da área, apresentam horizonte subsuperficial submetidos a pouca alteração física e química. Em geral, possuem minerais primários facilmente intemperizados, com maiores teores de silte, evidenciando o baixo grau de intemperização.

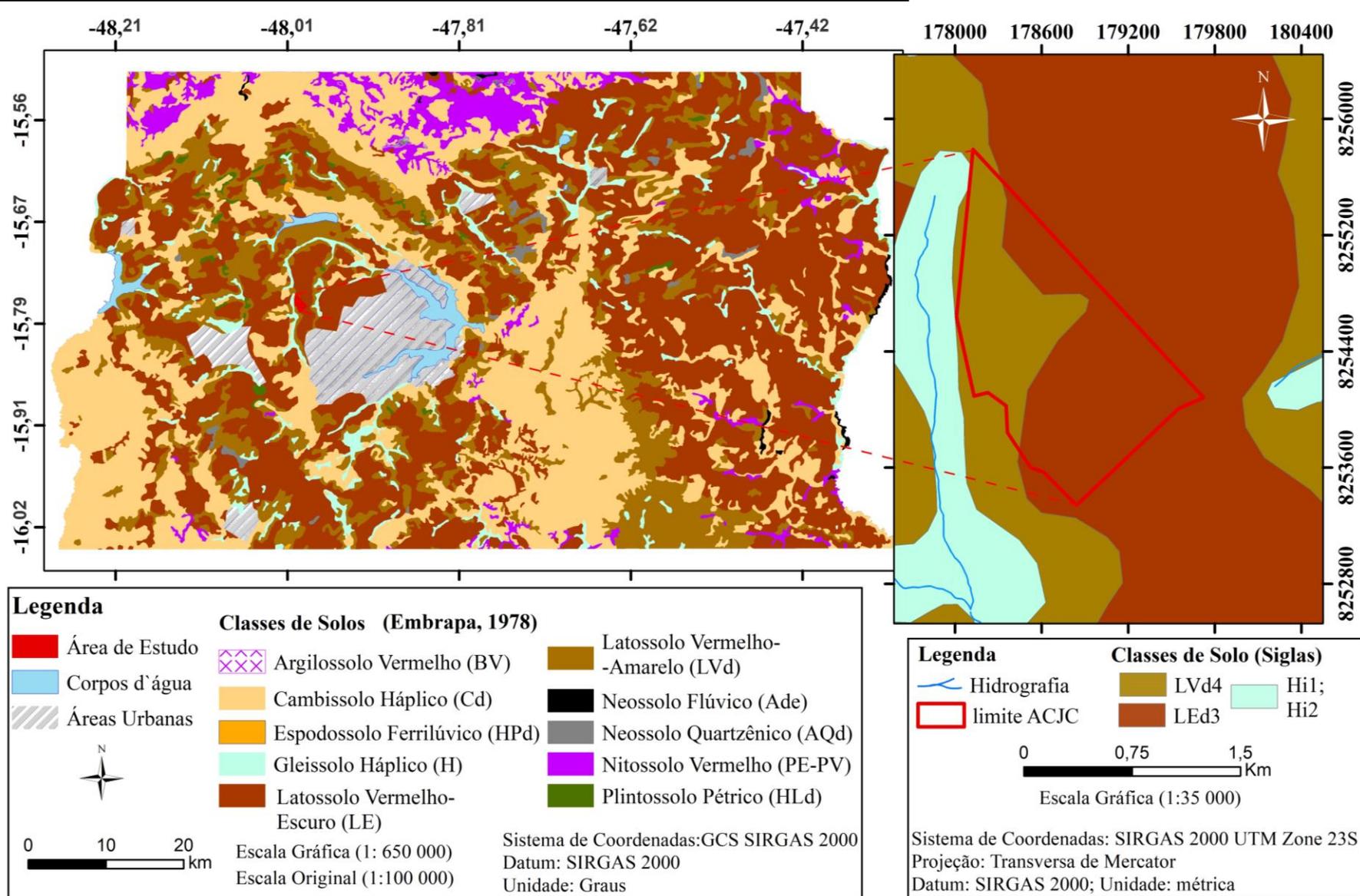


Figura 4.6- Mapa pedológico do DF (com legenda simplificada) e do Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJC) .

No ACJC, em 1997, foram realizados estudos geológico-geotécnicos pela Universidade de Brasília (UnB) para a empresa de Serviço de Limpeza Urbana (SLU) que possuía por objetivo, adequar o até então lixão em Aterro Sanitário. Embasados em sondagens mecânicas e geofísicas e em alguns ensaios, Pereira et al. (1997b) constataram a presença de quatro tipos de solos no local:

1. Latossolo Vermelho (denominado geotecnicamente como argila siltosa vermelha “porosa”, pertencente ao grupo LG’ da classificação MCT-solo argiloso laterítico) com espessura de 10 a 15 metros quando solo residual laterítico, e espessura de 15 a 25 metros quando solo coluvionar laterítico. Apresentam elevada porosidade que diminui com a profundidade. Sua permeabilidade varia de 10^{-6} e 10^{-8} m/s.
2. Nível Laterítico (denominado geotecnicamente como cascalho laterítico marrom escuro) apresenta espessura média de 2 metros. Caracterizado por uma camada descontínua, encontrando-se, quase sempre, no topo dos solos saprolíticos, na zona de oscilação do nível d’água.
3. Solo Saprolítico de ardósia (denominado geotecnicamente como silte argiloso de coloração roxo/marrom/branco, pertencente ao grupo NS’ da classificação MCT- solo siltoso não laterítico). Caracterizado por baixa porosidade e permeabilidade de campo inferior a 10^{-8} m/s.
4. Solo Saprolítico de quartzito (denominado geotecnicamente como areia fina amarelada/branca, do grupo NA da classificação MCT- areia não laterítica) permeabilidade entre 10^{-5} a 10^{-6} m/s.

Tanto nos estudos de Pereira et al.(1997b), quanto nos estudos de Araújo (1996) observa-se que no ACJC, a porção noroeste caracteriza-se por apresentar predominantemente solos superficiais mais espessos (coluvionar laterítico) sobrejacente a solos saprolíticos de ardósia e quartzito que se encontram em grandes profundidades. Já na porção sudoeste, os solos saprolíticos de quartzito encontram-se em pequenas profundidades (cerca de 5 a 7 metros) e estão capeados por solos residuais lateríticos. De acordo com Souza (2004), as espessuras médias são de 15 metros, para as regiões de disposição norte e intermediária e de 5 metros para a região sul do ACJC.

A descrição de Franco (1996) quanto às espessuras do solo, segue em conformidade com o apresentado pelos autores supracitados. Ele caracterizou o solo do ACJC como sendo bem estruturado sobre as ardósias, com o seguinte perfil da base para o topo: camada de solo saprolítico transitando para um nível laterítico (espessura média de 1 a 4 metros) e na superfície

um solo homogêneo (espessura média de 8 a 15 metros). Adicionalmente, o solo superficial apresenta alta porosidade, pouca variação do teor de argila e, segundo Abreu (2001), acidez excessiva, com pH variando entre 3,5 a 5,5.

Nos locais amostrados por Santos (1996), porção intermediária do ACJC, constatou-se que a camada superficial do latossolo pode chegar a 20 metros, sendo o latossolo vermelho predominante na região. Em termos mineralógicos, por meio do ensaio de difratometria de raio-X, na região próxima a nascente do Córrego Cabeceira do Valo, há presença dos minerais aluminosos (gipsita, caolinita, nacrita, smectita) e ricos em ferro (hematita e geotita). O autor concluiu ainda não haver variações significativas de estrutura e coloração, considerando o solo da região como macroscopicamente homogêneo.

Por meio dos ensaios granulométricos, Santos (1996), observou a predominância granulométrica da argila com pequena fração de silte e areia. Apesar dos teores consideráveis da fração de areia, não retratavam a realidade, uma vez que as análises de campo e mineralógicas expressaram um solo bastante laterizado, maduro, rico em óxidos/hidróxidos de ferro e alumínio, porém desprovido de quartzo, mineral abundante em solos tropicais. O autor sugere tais resultados pela dificuldade de normalização do ensaio e/ou a aglutinação das partículas pelos óxidos de ferro/alumínio podem persistir mesmo após o uso do defloculante. Por essas razões, esse tipo de solo é denominado de “argila porosa” vermelha.

4.6 GEOMORFOLOGIA

O Distrito Federal situa-se nas porções mais elevadas do Planalto Central. A geomorfologia apresentada segue de uma atualização das propostas apresentadas por Novaes Pinto (1994) e Martins & Baptista (1999). Essa atualização disposta na base de dados ZEE (2011) foi realizada com base na declividade, grau de dissecação, padrão do relevo e densidade de drenagem. O Distrito Federal apresenta cinco compartimentos: Chapada Elevada, Plano Intermediário, Vale Dissecado, Escarpas e Rebordo, que está apresentado na Figura 4.7

Atendo-se a descrever apenas os vales dissecados, porção em que se situa a área de estudo, caracteriza-se esse compartimento como sendo uma importante área de recarga natural. Possui um relevo plano a suave ondulado, podendo apresentar declividades menores que 12%, estando situado entre as cotas de 950 metros e 1050 metros.

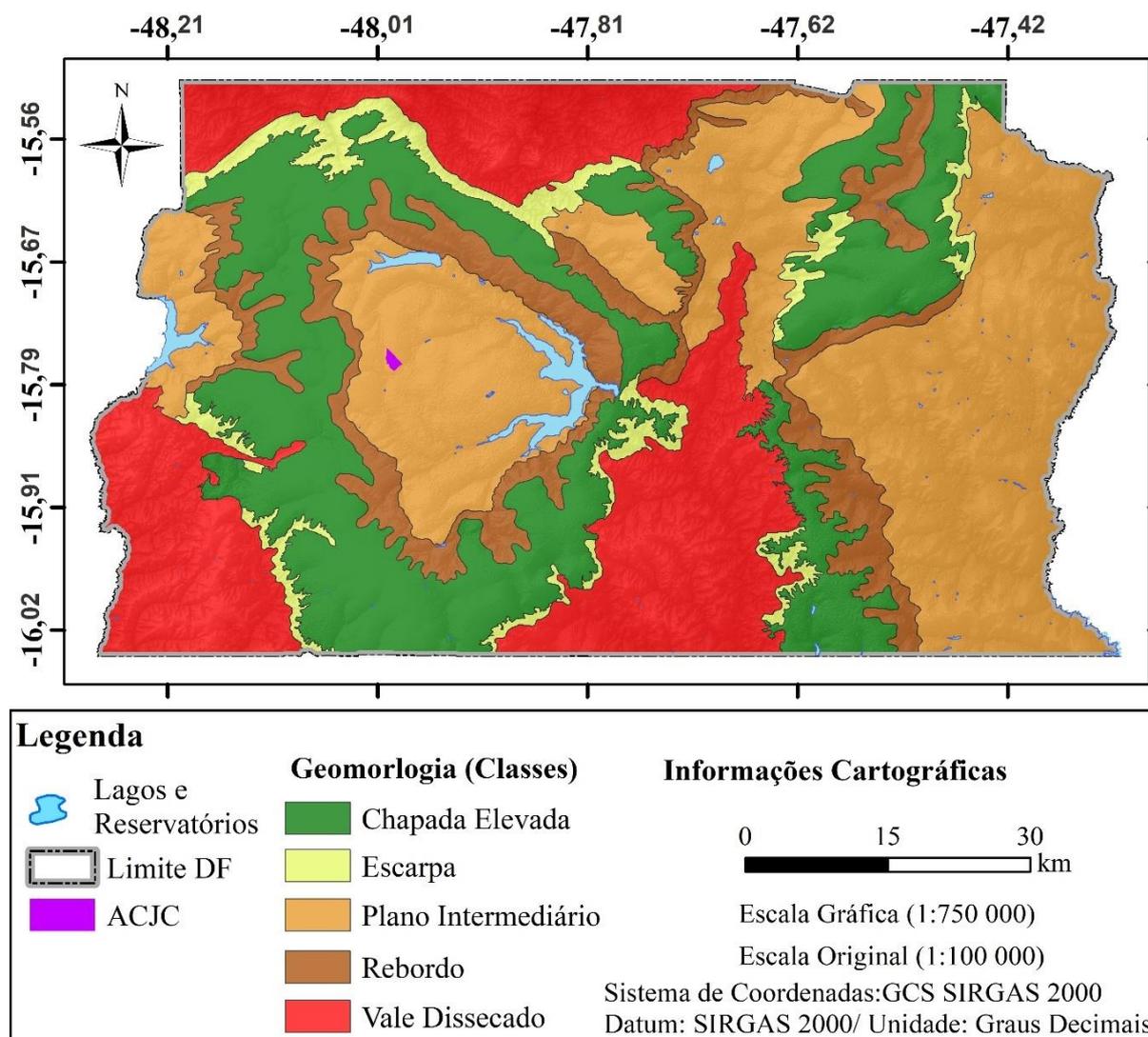


Figura 4.7- Mapa geomorfológico do Distrito Federal .

4.7 HIDROGEOLOGIA

Há inúmeras interações que podem ocorrer devido aos fatores geológicos e hidrológicos. A hidrogeologia é o ramo da ciência que enfoca na distribuição da água subsuperficial e subterrânea, que podem envolver, nos modelos mais detalhados, os aspectos relacionados ao aquífero, tais como: vazão e direções preferenciais de fluxo, superfície potencial, recarga, descarga e nível da base.

O Distrito Federal, por apresentar uma geologia caracterizada pela presença das rochas metamórficas recobertas por expressivas coberturas pedológicas, resulta em três grandes conjuntos de reservatórios, que foram caracterizados por Campos & Freitas-Silva (1998) e Camaduro (2002) como sendo aquíferos do Domínio Poroso (Intergranular ou Freático),

Domínio Fraturado e Domínio Físsuro-Cárstico. Os domínios encontram-se ainda subdivididos em sistemas que, por sua vez, estão divididos em subsistemas (Tabela 4.2).

Tabela 4.2- Classificação hidrogeológica do Distrito Federal com seus Domínios, Sistemas e subsistemas (Atualizado a partir de Campos & Freitas-Silva (1999)).

DOMÍNIO	SISTEMA	SUBSISTEMA	Vazão Média (m³/h)	Litologia/Solo Predominante
Poroso	Sistema P₁	-	< 0,8	Latossolos Arenosos e Neossolos Quartzarênicos
	Sistema P₂		< 0,5	Latossolo Argilosos.
	Sistema P₃			Plintossolos e Argissolos.
	Sistema P₄		< 0,3	Cambissolo e Neossolo Litólico.
Fraturado	Paranoá	S/A	12,5	Metassiltitos.
		A	4,5	Ardósias.
		R₃/Q₃	12,0	Quartzitos e metarritmitos Arenosos.
		R₄	6,5	Metarritmitos argilosos.
	Canastra	F	7,5	Filitos micáceos.
	Bambuú	Topo	6,0	Siltitos e arcóseos.
	Araxá	-	3,5	Mica xistos.
Físsuro-Cárstico	Paranoá	PPC	9,0	Metassiltitos e lentes de mármore
	Canastra	F/Q/M	33,0	Calcifilitos, quartzitos e Mármore
				.
Bambuú	Base	9,0	Siltitos e lentes de calcários Micríticos	

4.7.1 Aquíferos do Domínio Poroso

O domínio poroso está caracterizado no meio geológico, onde a porosidade é intergranular, isto é, a água ocupa os vazios entre os minerais constituintes do material geológico, rocha e solo (Adasa, 2017). No Distrito Federal, esse domínio compreende essencialmente os solos e o manto de alteração das rochas. De acordo com Castanheira (2016), os aquíferos desse domínio apresentam propriedades que dependem das interações entre o meio externo (variáveis climatológicas) e os aquíferos de águas mais profundas, uma vez que se situam entre a zona vadosa e a saturada, caracterizando-a por serem áreas de recarga natural. Os parâmetros que mais influem em seu comportamento, são: espessura e condutividade hidráulica saturada, ambas dependentes da geologia e tipos de solo em que o aquífero está inserido.

4.7 Hidrogeologia

No Distrito Federal, de acordo com Adasa (2017), esse domínio é composto, em geral, por meios geológicos consolidados com espessuras saturadas que variam de poucos centímetros até 80 metros, de forma majoritária, 60% da região, as espessuras variam de 15 a 25 metros, grande extensão e continuidade lateral, heterogêneos e anisotrópicos (em termos de propriedades hidráulicas). Os aquíferos desse domínio são classificados como livres ou suspensos e compõem o sistema de águas subterrâneas rasas. Por serem rasos e livres, estão suscetíveis à contaminação por fontes externas e são utilizados, de modo isolado, para abastecimento público de áreas rurais.

A divisão dos domínios em sistemas ocorre sobretudo pelos parâmetros de espessura e condutividade hidráulica saturadas. O domínio poroso está dividido em quatro sistemas (P_1 , P_2 , P_3 , P_4), como apresentado na Tabela 4.2 e na Figura 4.8.

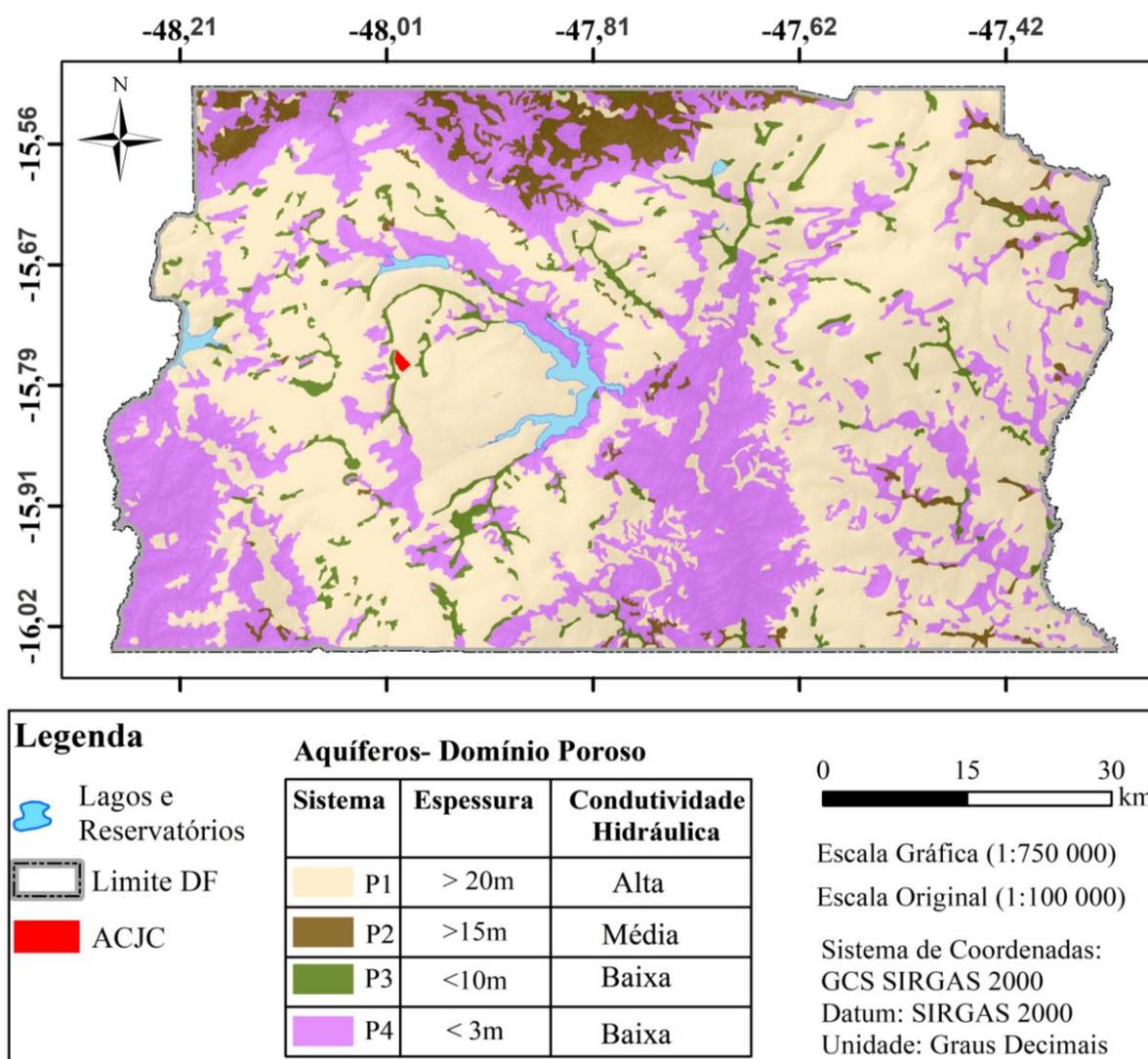


Figura 4.8- Mapa hidrogeológico dos aquíferos do domínio poroso do Distrito Federal .

Adasa (2017) descreveram cada um dos sistemas do domínio de acordo com seus parâmetros. De tal modo que, os sistemas P_1 e P_2 se caracterizam por apresentarem elevadas espessuras (cerca de 20 metros) e condutividades hidráulicas saturadas, respectivamente, elevada (superior a 10^{-6} m/s) e moderada (da ordem de 10^{-6} m/s). No sistema P_3 , a espessura é inferior a 10 metros, enquanto a condutividade possui valores inferiores a 10^{-6} m/s. Por fim, o sistema P_4 apresenta as menores espessuras (comumente inferiores a 1 metro) e condutividade hidráulica extremamente baixa, sendo que é comum a ausência da zona saturada do saprólito, principalmente quando desenvolvido sobre rochas argilosas.

4.7.2 Aquíferos do Domínio Fraturado

O Domínio Fraturado possui espessura que varia de alguns metros a centenas de metros; a depender da zona em que se encontra, assume designação livre ou confinada, de extensão variável. Tal domínio é caracterizado pelos meios rochosos, na qual a água ocupa as discontinuidades planares, isto é, planos de fraturas, microfraturas, diaclases, juntas, zonas de cisalhamento e falhas. De acordo com a Adasa (2017) o Distrito Federal apresenta substrato rochoso determinado por metassedimentos, cujos espaços intergranulares foram preenchidos durante a litificação e o processo de metamorfismo. Eventuais reservatórios nas rochas proterozóicas estão atreladas ao Domínio Fraturado, os espaços que apresentam água são classificados por uma porosidade secundária.

Os parâmetros hidrodinâmicos são muito variáveis, dependem principalmente da densidade, abertura e interconexão das discontinuidades do meio rochoso (sua variabilidade está condicionada ao tipo de rocha, podendo variar para um mesmo tipo litológico), os valores vazão média e litologia estão apresentadas na Tabela 4.2

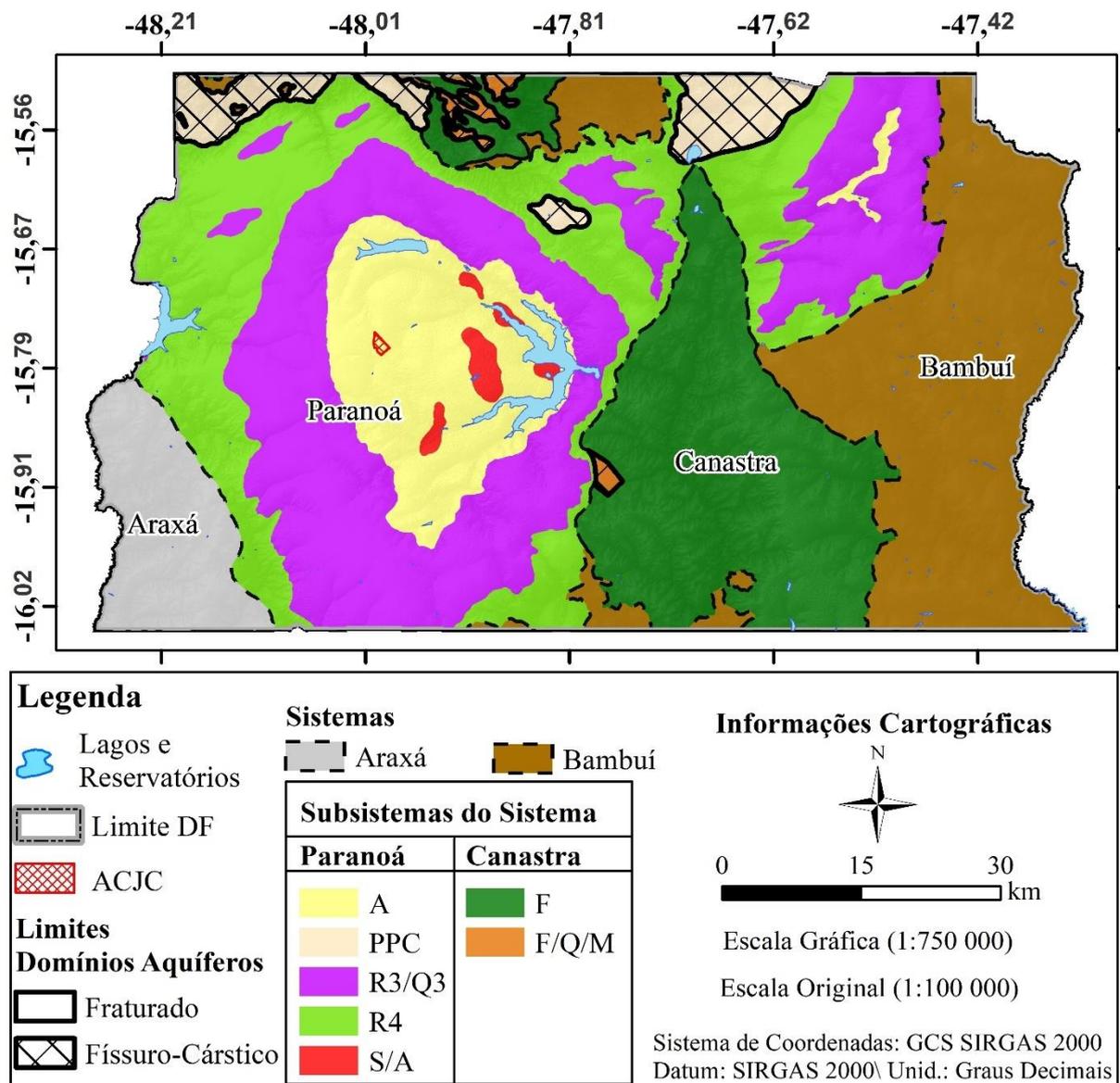


Figura 4.9- Mapa hidrogeológico dos aquíferos de domínios fraturado e do DF

4.8 TOPOGRAFIA

O ACJC encontra-se em um divisor de águas por situar-se no limite de duas subbacias como foi apresentado anteriormente na descrição hidrográfica da região, sendo possível observar na Figura 4.10 com o Modelo Digital de Elevação (MDE) confeccionado de forma análoga ao MDE antes da deposição dos resíduos, vide metodologia apresentada na etapa 4 de reconstrução topográfica (seção 3.2.4). Porém, nesse caso, foram utilizados todos os pontos cotados (SICAD, 2010).

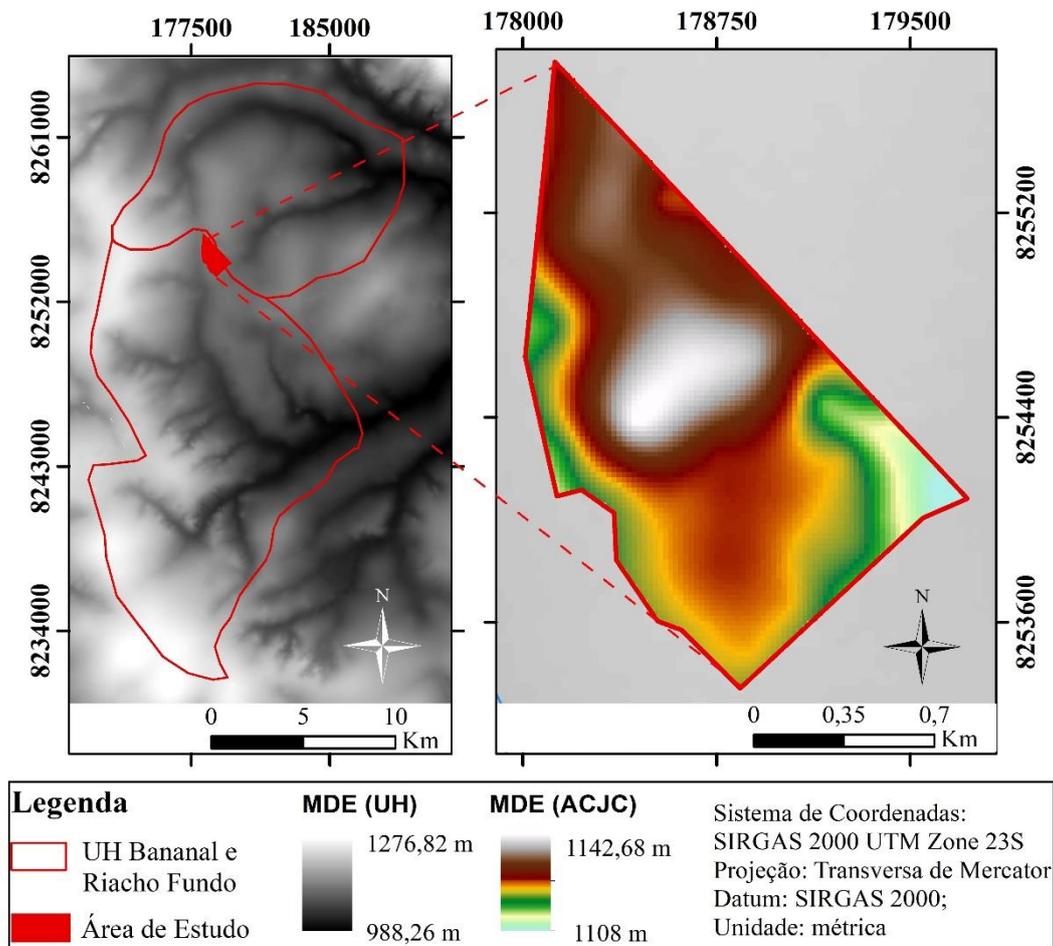


Figura 4.10- Mapa do Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido pela interpolação de dados SICAD (2010).

Foi possível verificar um desnível de cerca de 35 metros entre a cota inferior do terreno e a porção mais elevada do ACJC, apesar de ser um modelo reconfigurado pela disposição dos resíduos, já é possível verificar o divisor de águas. Assim como foi constatado com o MDE de 1964 oriundo do processo de reconstrução topográfica que será apresentado na seção 5.3.2.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentadas as principais peculiaridades da modelagem regional proposta, com as considerações de aplicabilidade e hipóteses assumidas, sobretudo, para a representação de um meio heterogêneo (dupla camada).

Para uma visualização mais prática da modelagem, aplicou-se a mesma ao estudo de caso do ACJC de Brasília, de modo a demonstrar o comportamento do modelo em uma situação real. Além disso, o local de estudo retrata circunstâncias semelhantes à de outras áreas de disposição inadequada de resíduos no País, que apesar das inúmeras dificuldades para implementação do modelo, em razão da ínfima quantidade de dados, as inferências e metodologias adotadas nesta pesquisa podem direcionar a uma investigação análoga para outras regiões.

5.1 MODELAGEM REGIONAL DO FLUXO DE CONTAMINANTES

O modelo proposto para o fluxo de contaminantes em um meio não saturado de modo unidimensional apresenta algumas simplificações, que foram adotadas durante o desenvolvimento das formulações analíticas utilizadas e, também, na transição das camadas do meio poroso. Para que o entendimento dos resultados seja maximizado, assim como o uso da ferramenta, cada aspecto do modelo será pormenorizado.

5.1.1 Infiltração não saturada

Em termos do fluxo não saturado, o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) considera as componentes advectiva e de difusividade como sendo constantes. Tal implicação é coerente quando os teores de umidade não estão próximos do residual, nem da saturação, como explicitado por Borges (2016), uma vez que, em uma faixa de umidade intermediária, os caminhos preferenciais de percolação da água já estão estabelecidos e as bolhas oclusas não exercem significativa influência.

Para resolução da equação de Richards simplificada por Cavalcante & Zornberg (2017) é preciso impor ainda condições de contorno e inicial. Os autores propuseram nos casos 1 e 2, que a condição no topo superior correspondesse a um teor de umidade volumétrica constante, o que abarca: lixões, aterros controlados, barragens de rejeito e ensaios laboratoriais que apresentem um acúmulo de efluente/água sobre o solo. Em relação a condição inicial, assume-se que o meio poroso já apresenta um teor de umidade volumétrica, isto é, antes da ocorrência do fenômeno de infiltração o solo já possui umidade em seu perfil.

Por fim, para as condições inferiores, tem-se em: (a) caso 1, o solo como sendo infinito, o que acarreta um fluxo livre de água contemplando situações de não confinamento na base ou em que as análises realizadas se restrinjam apenas a uma determinada profundidade; e (b) caso 2, o meio poroso como sendo finito, em que o teor de umidade e, conseqüentemente, a sucção correspondam a um valor constante nessa profundidade, de modo análogo a uma das resoluções da equação diferencial parcial do calor, tal condição representa uma impermeabilidade nessa fronteira.

Ainda é preciso salientar que o modelo foi proposto inicialmente para solos de clima temperado, de modo que, para regiões tropicais, o modelo pode apresentar um ajuste aquém aos dados. Entretanto, algumas características do meio poroso, como agregação das partículas, grau de compactação e nível do processo de laterização permitem aplicar tal modelo, como apresentado, por exemplo, nos estudos de Rojas (2017) e Mascarenhas (2018).

5.1.2 Fluxo de contaminantes

Em termos de contaminação, a solução implementada para resolução da equação da ADE, Bear (1972), também apresenta limitações, nas quais: os contaminantes precisam ser miscíveis em água, a densidade e viscosidade são consideradas constantes e os mecanismos físicos de difusão molecular e dispersão mecânica são analisados conjuntamente (espalhamento da lei de Fick). Além do mais assume-se que o meio é isotrópico, não se considera a dessorção e há um fluxo permanente, uma vez que a carga hidráulica permanece constante e, por conseqüência, uma vazão fixa é imposta no sistema.

Neste estudo, com a consideração da infiltração para tornar a equação aplicável ao meio não saturado, as hipóteses adicionais passam a ser a validade da lei de Darcy-Buckingham e a substituição da porosidade pelo teor de umidade volumétrica, condicionando assim o fluxo na zona vadosa como proporcional ao conteúdo de água no solo, uma vez que o contaminante diluído é conduzido pelos caminhos onde há presença de umidade, sendo que a redução no valor deste parâmetro tem por conseqüência uma diminuição da secção transversal pela qual o contaminante pode percolar.

Como condições inicial e de contorno, considera-se o meio a princípio não contaminado, sendo aplicada no topo superior uma concentração de contaminante constante, isto é, há uma fonte infinita de contaminação e na extremidade inferior (com análise no infinito) a contaminação seja nula.

A Figura 5.1 exemplifica o que foi retratado como principais premissas na consideração do meio poroso com detalhamento para cada uma das camadas apresentadas.

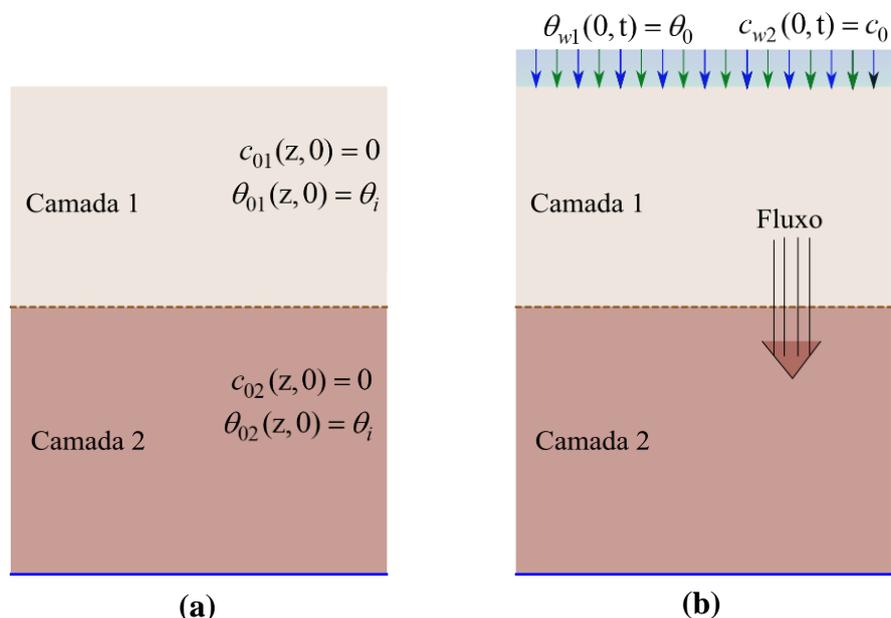


Figura 5.1- Representação das considerações inicial e de contorno superior para a modelagem (a) antes do fenômeno e (b) no instante inicial do fenômeno.

5.1.3 Modelagem no meio poroso heterogêneo

A consideração de meios porosos heterogêneos no modelo faz com que seja necessária uma investigação minuciosa dos parâmetros que regem o fluxo e a contaminação na faixa de transição entre as camadas, sobretudo, para que o modelo possua consistência com as soluções analíticas utilizadas.

Diante disso, observou-se a não linearidade tanto da infiltração no meio poroso quanto do contaminante que o percola durante a transição entre as camadas no tempo de análise (Figura 5.2). Assim, foi preciso utilizar uma estratégia para que tanto o valor da concentração do contaminante quanto do teor de umidade volumétrica de entrada na camada 2 fossem constantes durante todo o tempo de simulação. Para isso, fez-se uso do Teorema do Valor Médio de modo que as condições iniciais para a camada 2 estivessem coerentes com as soluções analíticas utilizadas, isto é, fossem obtidos valores de contorno superior constantes ($\overline{\theta_{02}}$ e $\overline{c_{02}}$).

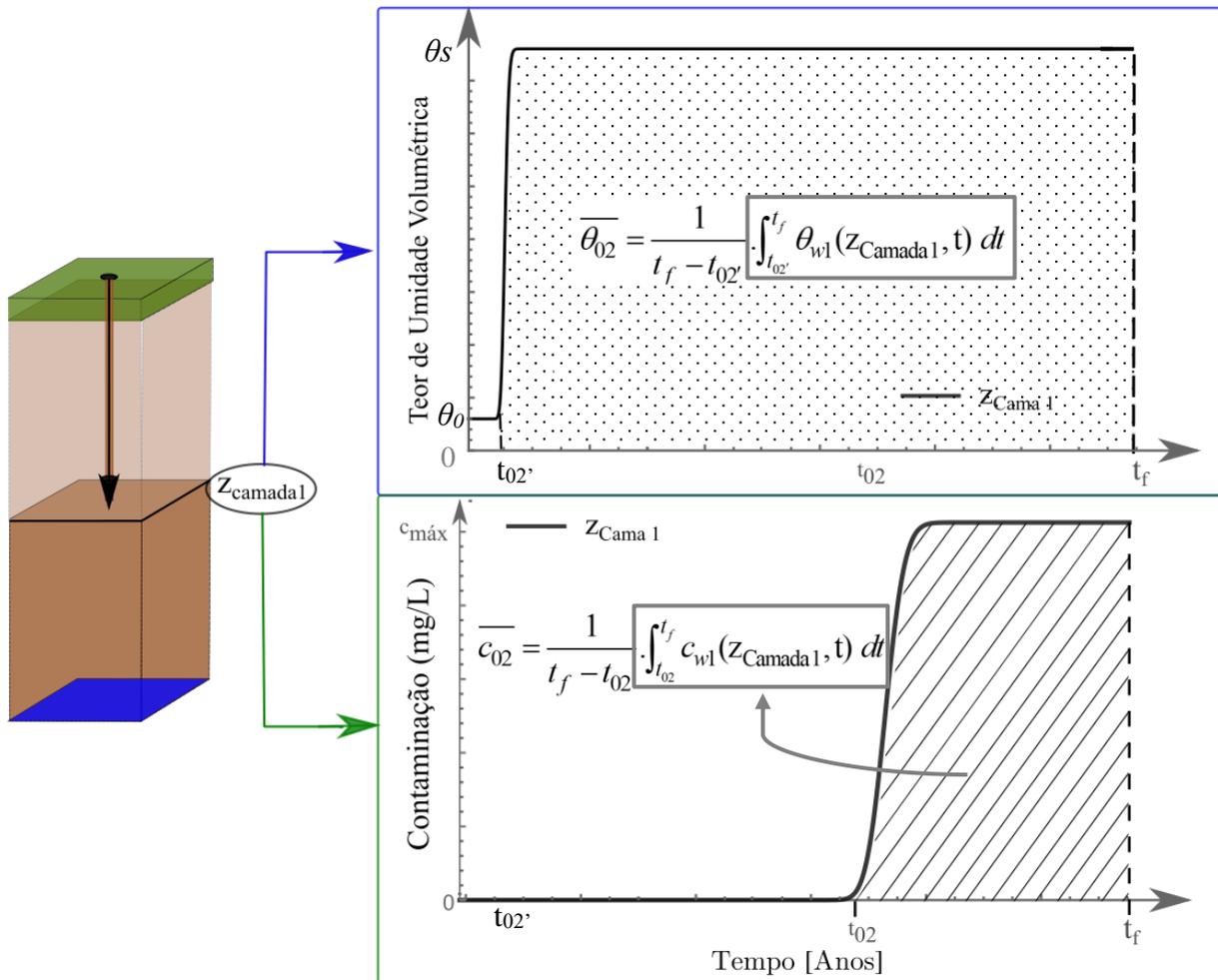


Figura 5.2- Variação da frente de umidade θ_{w1} e da contaminação c_{01} que chega no topo superior da camada 2 e implementação do Teorema do Valor Médio para obtenção do $\theta_{02}(z_{\text{camada1}}, t)$ e do $c_{02}(z_{\text{camada1}}, t)$.

Como pode-se observar na Figura 5.2, no caso do teor de umidade, verificou-se que em geral o fluxo no meio não saturado percorre o solo mais rapidamente que o transporte de contaminantes, a depender dos parâmetros existentes nas considerações de cada uma das soluções, porém é comum que haja essa defasagem entre os processos. Salinas (2017), em seu estudo do fluxo de contaminantes (rejeito) não saturado, também apresentou essa constatação para os contaminantes Mn^{2+} , Ni^{2+} e Cr^{+6} .

Apesar da conformidade das condições de contorno superior nas duas formulações pela consideração de um valor médio do que realmente flui na camada 2, tanto para a infiltração não saturada quanto para o transporte de contaminantes, foi preciso realizar uma análise da contaminação na porção mais superficial dessa segunda camada, de modo a verificar as implicações que essas possuíam na prática.

Nesse sentido, foram realizados alguns testes no modelo com a consideração de um meio homogêneo, isto é, a ferramenta foi aplicada partindo-se da consideração de uma única camada para todo o perfil de solo analisado, porém de modo concomitante, foi realizada a implementação da “solução analítica aproximada” (utilizando $\overline{\theta_{02}}$ e $\overline{c_{02}}$ obtidos pelo Teorema do Valor Médio) como se existisse uma segunda camada (que se iniciou em uma profundidade arbitrária- Z_{camada1}), porém para que houvesse uma comparação entre o simulado desde do topo superior do perfil de solo e o iniciado na segunda camada os parâmetros foram mantidos iguais. Assim sendo, o modelo implementado na camada 2 (“solução analítica aproximada”) teve por condição de topo superior um valor médio do que realmente percolou na transição entre as duas camadas. Entretanto, esse valor implica em uma zona em que os resultados do modelo 2, não condizem com os apresentados pela solução analítica implementada em todo o perfil de solo, como pode ser observado na Figura 5.3, a essa região deu-se o nome de zona de aproximação média pela analogia que foi feita com o Teorema do Valor Médio.

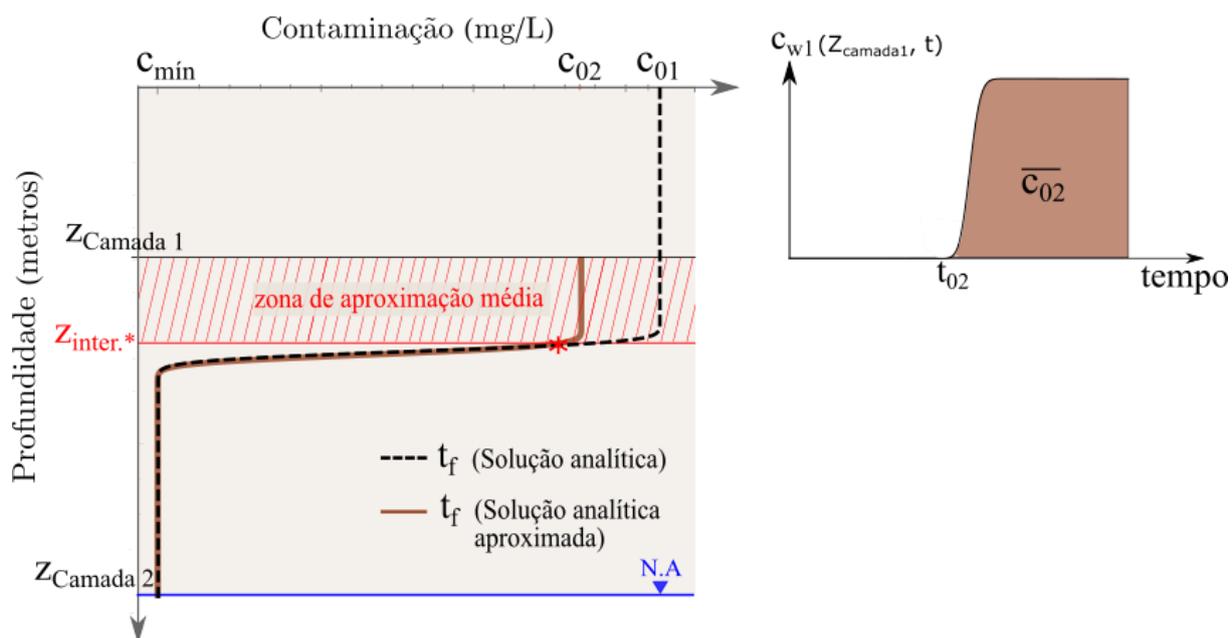


Figura 5.3- Modelagem simultânea considerando uma única camada e simulação partindo da camada 2 (homogênea a camada 1) observou-se uma zona de aproximação média até que as soluções fossem coincidentes.

Assim na Figura 5.3, há uma zona em que a concentração inicial média estimada para a camada 2, $c_{02}(z_{\text{camada1}}, t)$, não corresponde à solução analítica expressa para uma única camada, justamente pela estimativa da c_{02} ser considerada um valor médio do que realmente chega. Por conseguinte, pode-se definir um z de intersecção ($z_{\text{inter.}}$) em que a partir de então o modelo na

segunda camada passa a coincidir com a solução analítica utilizada. Em outras palavras, o modelo proposto com duas camadas possui resultados coerentes quando analisado na camada I e abaixo da zona de aproximação média ($z > z_{inter}$). Após essa análise foi realizada a simulação considerando as peculiaridades de cada uma das camadas de estudo, ou seja, diferentes parâmetros para cada um dos meios.

Ressalta-se que apesar de ser um modelo heterogêneo pela implementação da dupla camada, as soluções analíticas precisam estar em conformidade com a premissa de ser um solo homogêneo, portanto para cada um dos meios de estudo, os parâmetros não variam com o tempo nem com o espaço. A melhor terminologia é a de uma modelagem considerando um meio com dupla camada.

De modo a observar o desempenho do modelo em uma aplicação real, utilizou-se o mesmo no estudo de caso (ACJC), entretanto, ainda é preciso apresentar o inventário de dados realizado, pois ele foi confeccionado de modo a embasar a escolha de alguns parâmetros que precisam estar alicerçados nas especificidades locais.

5.2 DADOS HISTÓRICOS

Com as análises das imagens históricas (Figura 5.4) pode-se perceber que em 1964 não havia indicativo de disposição de resíduos sólidos na região, entretanto com o passar dos anos a movimentação já se torna perceptível. Essa análise é importante para um panorama geral dos locais e suas respectivas épocas de disposição de resíduos, além disso averiguar os tempos de análise para os pontos determinados por Santos (1996).

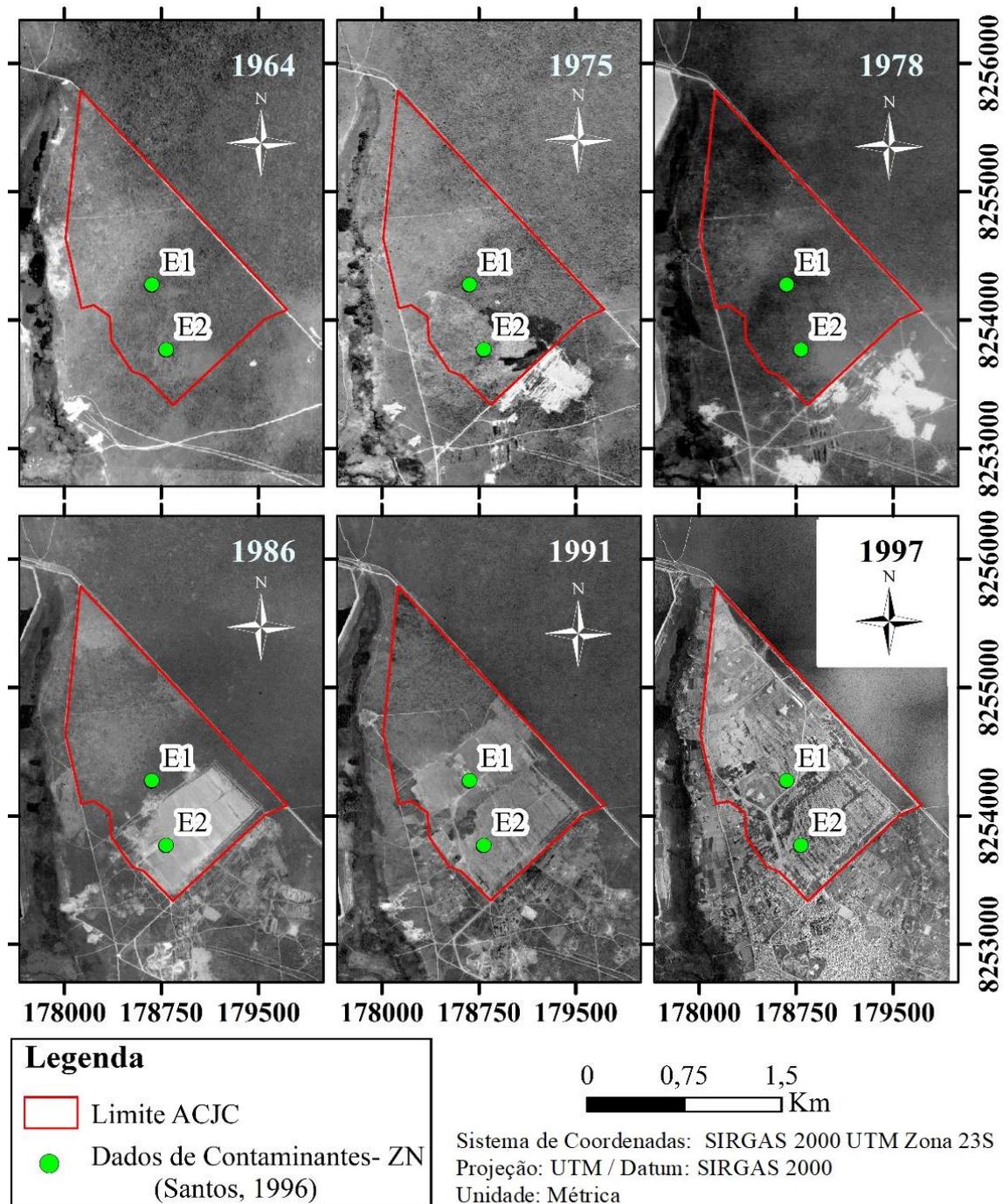


Figura 5.4- Mapa da sobreposição dos pontos de Santos (1996) com as imagens históricas (Imagens Geoportal, 2017)

A partir da Figura 5.4, é possível inferir pela redução dos níveis de cinza entre as imagens os possíveis locais e respectivas épocas de disposição dos resíduos (correspondente às regiões previamente desmatadas). Assim, pode-se corroborar as épocas de disposição do lixo para cada um dos locais em que Santos (1996) realizou os seus estudos. O ponto *E1* teve resíduos inicialmente aterrados entre 1987 e 1991, sendo que o autor apontou como 1987 a data de

disposição, já o ponto *E2* entre os anos de 1979 e 1986, e Santos (1996) afirmou que o início da disposição ocorreu entre 1984/1985.

Para auxiliar a cronologia de disposição dos resíduos, foi utilizado o estudo realizado por Pereira *et al.* (1997a), que apresentaram um mapeamento cronológico das células aterradas obtido com o auxílio das imagens históricas e com a datação consultada com os operadores e técnicos do SLU. De modo complementar, para a porção sudoeste referente as células mais antigas, sua delimitação pode ser melhor fundamentada com os 125 furos de sondagens (mecânicas e manuais) da pesquisa de Campos *et al.* (2006) que atestaram a presença ou não de lixo (Figura 5.5). Percebe-se que o ponto *E2* tem sua faixa de disposição ainda mais restrita pelas inferências adiante (1983 até 1986), o que está em conformidade com o apontado por Santos (1996). Ressalta-se que alguns pontos apresentaram valores negativos para presença de resíduos dentro do ACJC, o que deve corresponder às áreas entre as trincheiras de disposição.

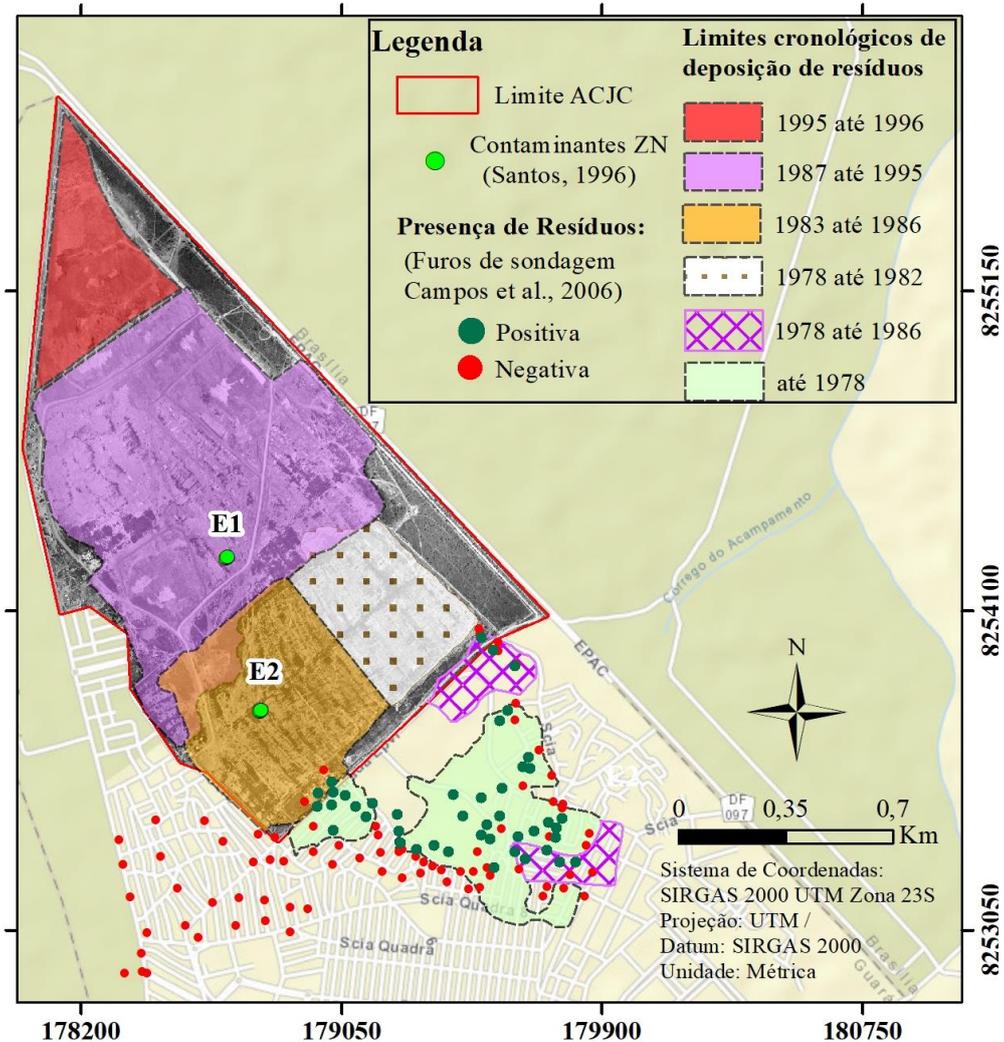


Figura 5.5- Limites cronológicos de disposição dos resíduos baseado nas imagens históricas, em Pereira *et al.* (1997) e em Campos *et al.* (2006). Fonte: imagem SEGETH ano de 1997 e Esri.

5.2 Dados Históricos

Observa-se também, com as imagens históricas das duas últimas décadas, a movimentação dos resíduos no ACJC na Figura 5.5 (região com atividade de disposição) inferido pelas áreas com solo exposto, sendo apresentado de maneira subsequente o quantitativo de resíduos aterrados desde 1966 até seu ano de fechamento em 2018.

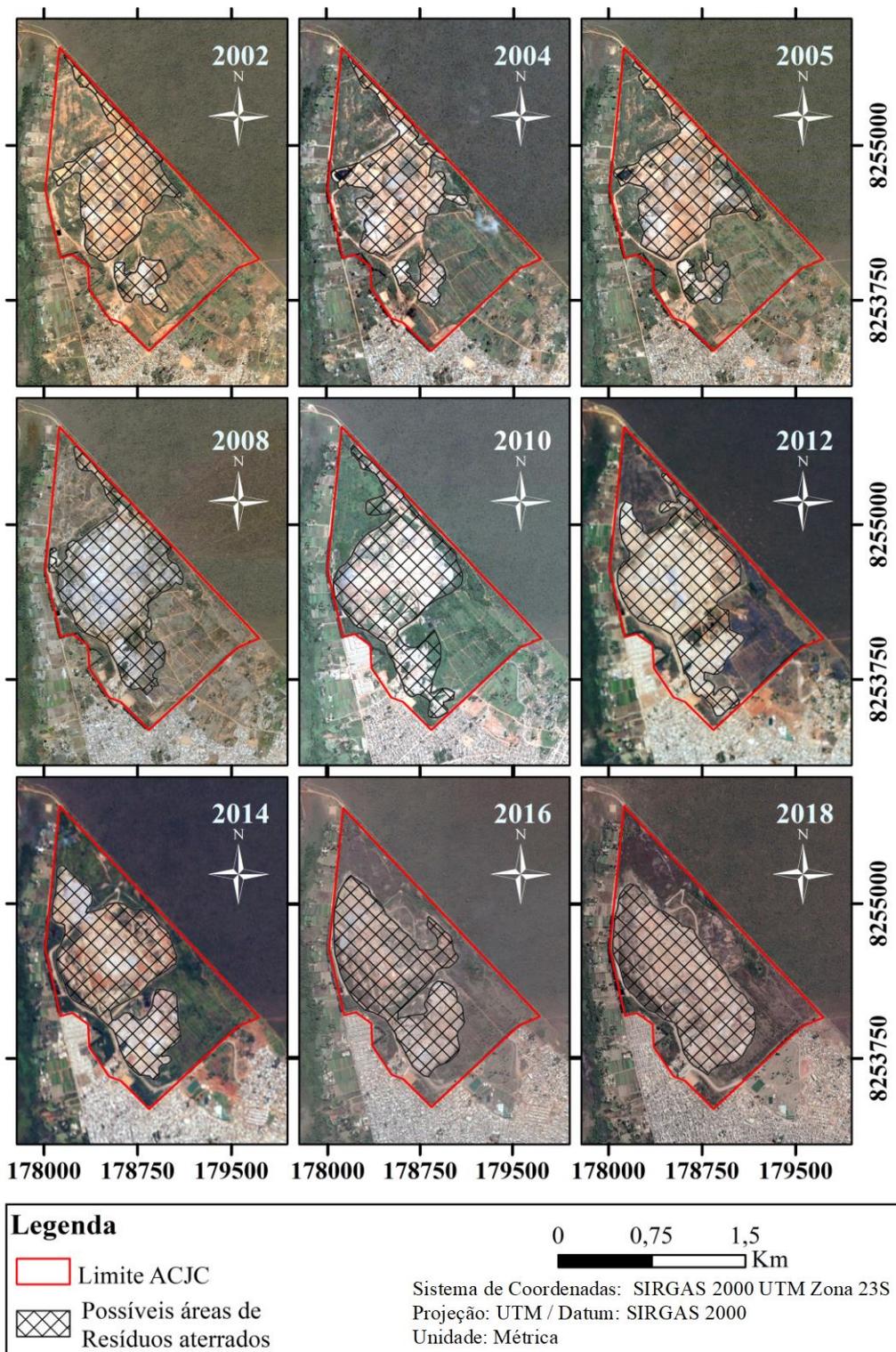


Figura 5.6- Histórico de disposição de 2002 a 2018 inferido pelas imagens *Ikonos*.

5.2.1 Quantitativo dos RSU depositado no ACJC

O quantitativo de resíduos foi apresentado por Carneiro (2002) para os anos de 1966 até 2000, obtidos com relatórios anuais do SLU, entretanto os demais valores foram estimados por interpolação devido à ausência de dados, baseada na produção *per capita* e percentual dos resíduos aterrados. Ainda no âmbito de quantificação dos resíduos, Filho (2017) apresentou uma outra estimativa pautada no primeiro autor e complementada com os dados das últimas duas décadas mediante informações dos relatórios do SLU e interpolação linear.

Nesta pesquisa, o quantitativo aterrado foi estimado por uma regressão exponencial para os anos iniciais de funcionamento do ACJC, por não terem sido encontradas na literatura as referências citadas por Carneiro (2002), os dados utilizados para interpolação foram: 1966 (Carneiro, 2002); 1977 (SLU-IBRAM, 1978); 1995 a 1999 (Apud SALUB); 2002 e 2003 (SNIS, 2003 E 2004); e 2004 a 2016 (SLU, 2019). Os dados de 2017 e 2018 não foram utilizados para interpolação, pois apresentam tendência atípica em relação aos demais, uma vez que o ACJC estava passando pelo seu processo de fechamento. O quantitativo aterrado encontra-se expresso na Tabela A1, com todos os valores inferidos.

A regressão obtida encontra-se expressa na Figura 5.7, com R^2 de 0,95, sendo que apresentou maior proximidade com os dados de Carneiro (2002) do que com os dados de Filho (2017), com respectivos R^2 de 0,90 e 0,87. Nota-se que o crescimento exponencial dos resíduos não se ajusta bem para os anos finais, porém a regressão foi utilizada para estimar apenas os dados das décadas iniciais de operação do ACJC. Apesar disso, a estimativa do total de resíduos aterrados encontra-se bem próxima do sugerido por Filho (2017), totalizando cerca de 20 milhões de toneladas aterradas.

Essa análise foi importante para dimensão do quantitativo do aterro, além de subsidiar futuras análises de estimativa de balanço hídrico na região, tal como a aplicação do método Suíço que necessita que esse dado seja colocado como entrada.

Com a utilização dos dados experimentais apresentados na seção de materiais, parâmetros inferidos com a observância das características territoriais presentes no capítulo de caracterização da área de estudo e complementada com essa seção de dados históricos, foi possível especializar os parâmetros e obter um modelo regional para o ACJC. O primeiro cenário apresentado corresponde à propagação dos contaminantes para averiguação da conformidade do modelo com as estimativas de Santos (1996).

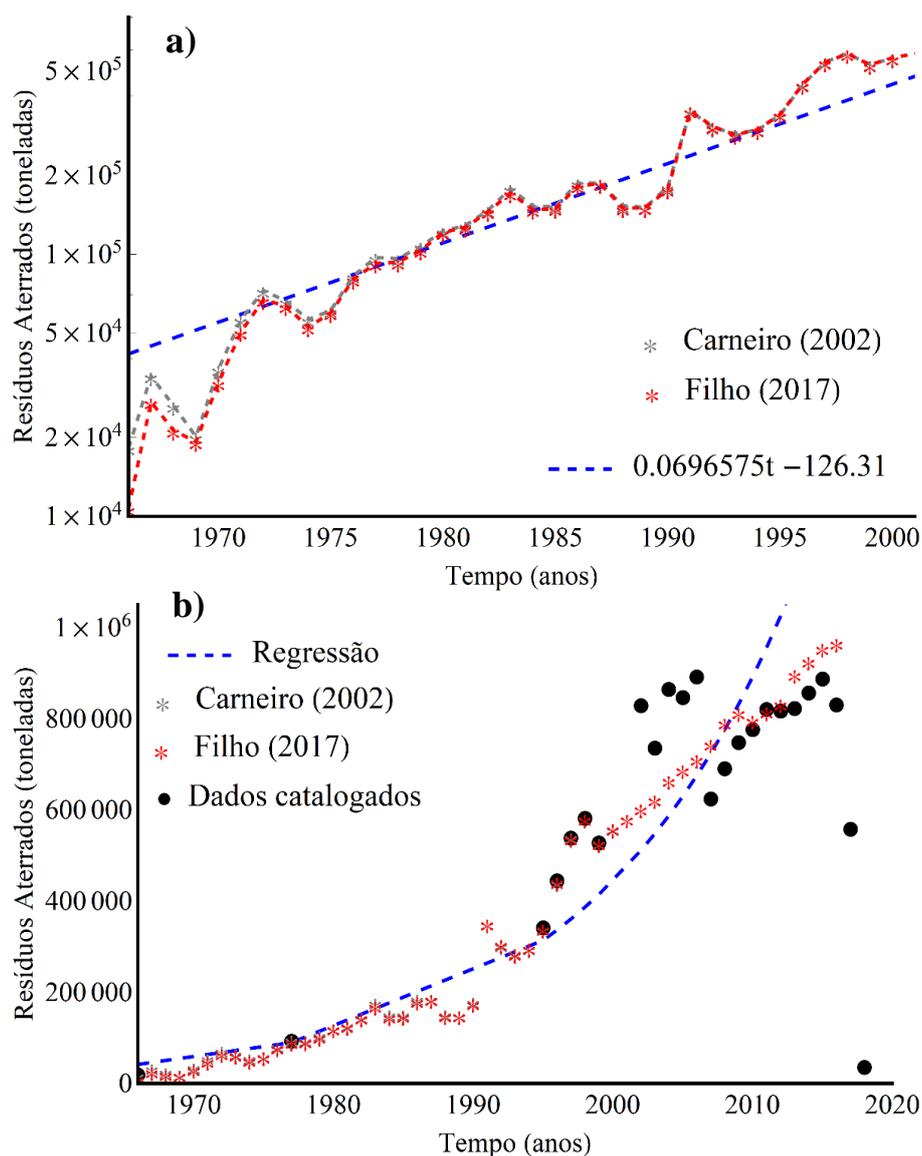


Figura 5.7 - Gráfico do quantitativo estimado: em (a) ajuste em escala semi-logarítmica para os anos de 1966 a 2000; em (b) o ajuste em escala linear durante toda a vida útil do ACJC.

5.3 MODELAGEM REGIONAL APLICADA AO ACJC

Para análise inicial da infiltração na área de estudo, é preciso realizar um pesquisa do fluxo visando obter as variações do teor de umidade volumétrica no solo e, com isso, as implicações que tais variações apresentam no comportamento do meio e do contaminante que o percola. Assim sendo, utilizou-se o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) para os latossolos com características semelhantes às da área de estudo determinado pelas curvas características apresentadas por Burgos (2016).

5.3.1 Parâmetro de ajuste hidráulico (δ)

As soluções analíticas de Cavalcante & Zornberg (2017) foram pautadas nos modelos constitutivos que representam as funções de condutividade hidráulica e curva característica, principais parâmetros de compreensão do comportamento dos solos não saturados. Ambos os modelos são definidos pelos autores como dependentes do parâmetro de ajuste hidráulico (δ), apresentados na Figura 2.8 presentes na subsecção (2.2.1). Com a determinação dessas funções é possível obter, juntamente com a solução analítica de Cavalcante & Zornberg (2017), o teor de umidade volumétrica variando com o tempo e o espaço.

Para aquisição desse parâmetro de ajuste, calibrou-se o mesmo em função das curvas características apresentadas por Burgos (2016) Apesar desta pesquisa considerar apenas um único tipo de solo para a região (latossolo vermelho-amarelo), o autor apresentou curvas características em função da profundidade que serão utilizadas para modelagem em cada uma das camadas. Com o uso da ferramenta *FindFit Software Wolfram Mathematica®* obtiveram-se os parâmetros de ajuste para as diferentes profundidades de análise.

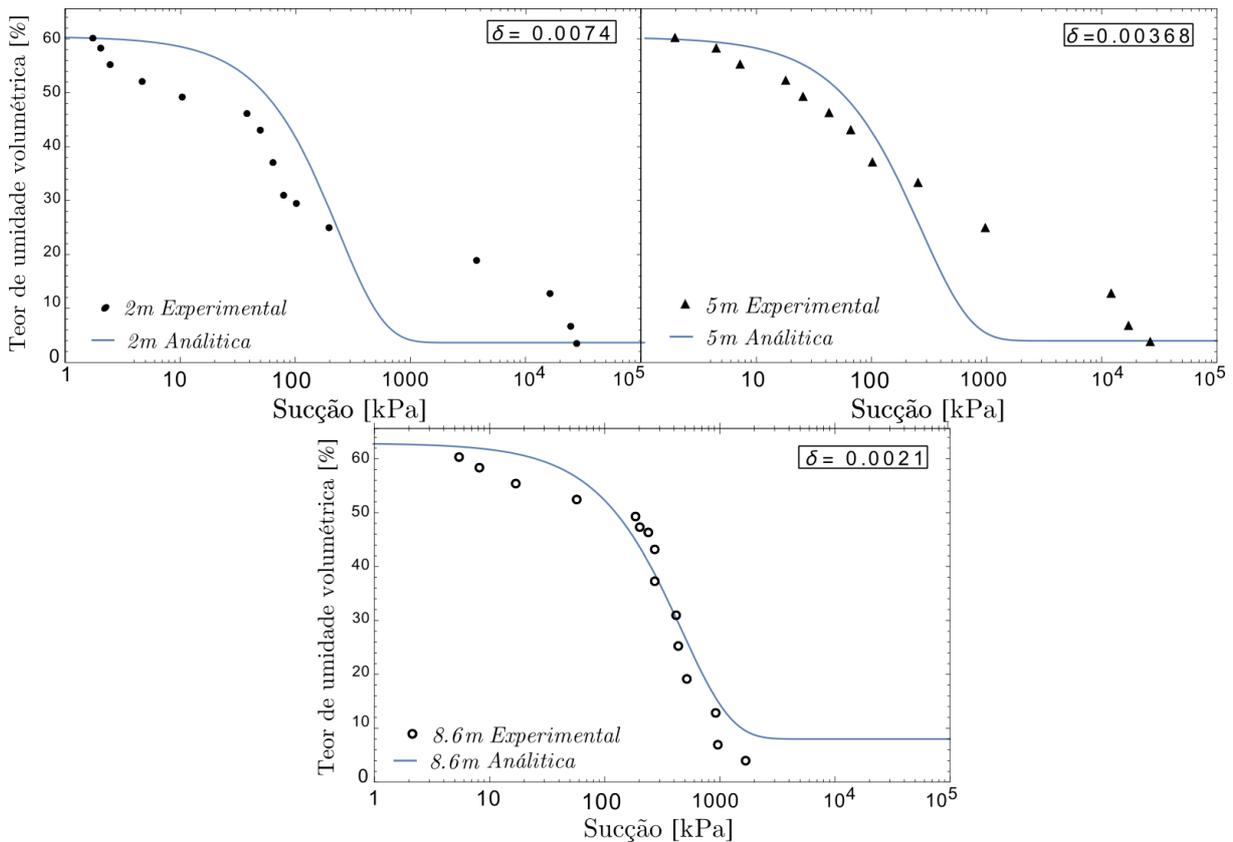


Figura 5.8 - Curvas características ajustadas com o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017) para os pontos obtidos pelo método do papel filtro em diferentes profundidades (Burgos, 2016).

Como é possível observar na Figura 5.8, com o aumento da profundidade dos solos percebe-se um melhor ajuste do modelo de Cavalcante & Zornberg (2017), uma vez que os solos com profundidades entre 2m e 5m já se apresentam intemperizados (comportamentos tri e bimodais, respectivamente), no caso do solo a uma profundidade de 8,6m já caracterizado como um solo de transição entre o laterítico e o saprolítico, observa-se o seu comportamento unimodal. Ainda assim, percebe-se que as curvas apresentam proximidade de comportamento entre si, sobretudo as mais superficiais, refletindo em uma maior semelhança estrutural.

Os valores do parâmetro de ajuste foram iguais a $0,0074 \text{ (kPa}^{-1}\text{)}$, $0,0037 \text{ (kPa}^{-1}\text{)}$ e $0,0021 \text{ (kPa}^{-1}\text{)}$, respectivamente para as profundidades de 2m, 5m e 8,6m. Em uma análise dos dados experimentais comparados com as curvas características ajustadas analiticamente, percebe-se que na zona de entrada de ar o modelo estimou valores maiores aos determinados para todas as curvas, e na zona residual, o modelo subestimou os valores de sucção para as duas profundidades iniciais e superestimou na camada mais profunda.

Para teores de umidade próximos do residual, ou seja, início do processo de análise do fluxo de contaminantes no estudo de caso, tem-se para a zona mais superficial do solo, que esse valor subestimado acarreta em uma menor mobilidade do contaminante, sendo que em profundidades maiores o efeito seria oposto, no qual pelo modelo ajustado haveria uma maior mobilidade, uma vez que a secção pela qual o solo perpassa é maior. No caso de teores de umidade mais próximos do saturado, o modelo apresentou-se levemente superior aos dados, o que tende tornar também o fenômeno superestimado em termos de percolação dos contaminantes.

Com a obtenção dos parâmetros de ajuste hidráulicos, é possível apresentar os valores de condutividade hidráulica não saturada para cada uma das profundidades, representado na Figura 5.9.

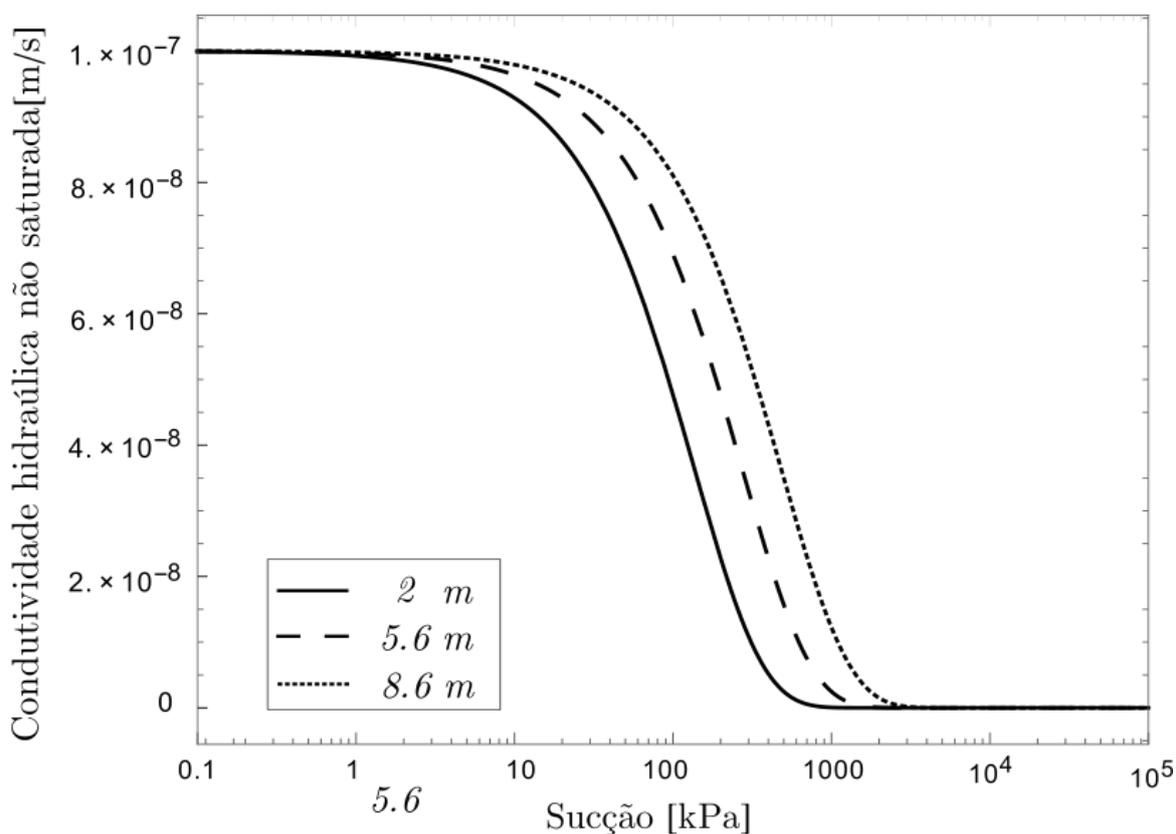


Figura 5.9 – Funções de condutividade hidráulica não saturada ajustadas com o parâmetro δ , de acordo com o modelo de Cavalcante & Zornberg (2017).

Com a Figura 5.9, observa-se que adotando a mesma condutividade hidráulica saturada para as três curvas, 1.10^{-7} m/s (k_s), em valores iguais de sucção, tem-se que a condutividade hidráulica não saturada aumenta com a profundidade (deslocamento das curvas para a direita), isto é, é necessário maiores valores de sucção para que a água contida no solo seja drenada. Tal comportamento das curvas pode não representar adequadamente a condutividade hidráulica não saturada do solo para as profundidades mais superficiais, uma vez que o ajuste do parâmetro (δ) ficou comprometido nas curvas características pelos seus comportamentos tri e bimodais, respectivamente, para as profundidades de 2 e 5,6 metros.

5.3.2 Parâmetros de entrada para a modelagem regional

Para análise do fluxo de contaminantes no ACJC, buscou-se simular as características da região até a coleta realizada por Santos (1996) para avaliar o desempenho do modelo diante dos dados disponíveis.

A área de estudo foi discretizada em pixels de 10 por 10 metros, apresentando uma matriz de 214 por 265, o que representa um total de 56710 pixels, destes 36704 correspondem à região do ACJC, os demais se referem à borda e, portanto, assumem valores nulos. O modelo executa

as soluções analíticas para cada uma dessas células de modo simultâneo e independentes entre si.

Um dos parâmetros do modelo a ser definido é a superfície inicial de simulação para cada pixel. Neste trabalho foi obtido com a reconstrução topográfica (seção 3.2.4), de tal modo que o mapa z_0 corresponde ao MDE de 1964, apresentado na Figura 5.10.

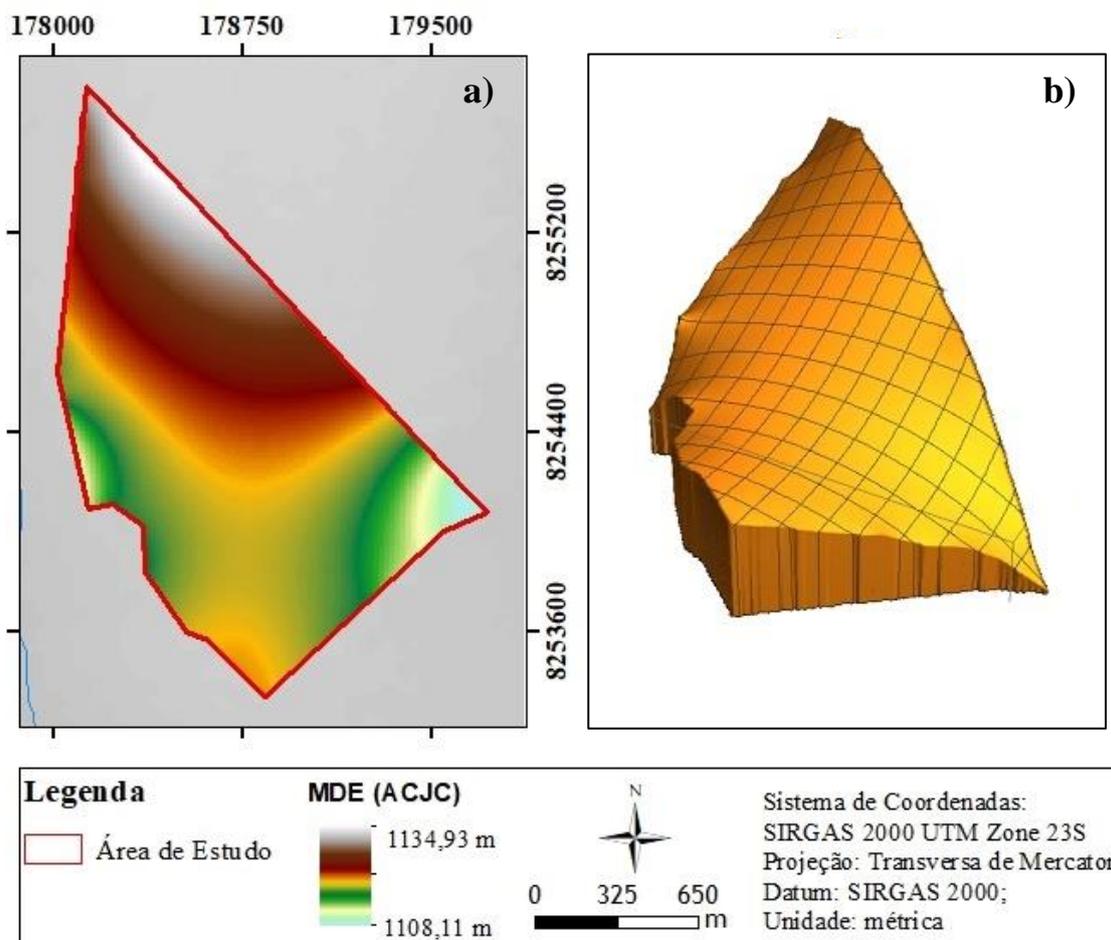


Figura 5.10 –Reconstrução topográfica do Aterro Controlado do Jôquei Clube (ACJC), na qual tem-se em (a) o Modelo Digital de Elevação de 1964; e em (b) a renderização altimétrica 3D com exagero vertical.

A profundidade da camada 1 foi determinada mediante interpolação de pontos no software ArcGIS. Esses pontos com informações de profundidade foram estimados baseando-se no relatório técnico de Pereira *et al.* (1997b), que descreveram os tipos de solo e profundidades pautados em sondagens mecânicas e geofísicas, além disso, nas informações apresentadas por Araújo (1996), Franco (1996), Abreu (2001) e Souza (2004), descritas com mais detalhes na seção 4.5.

O mapa de profundidade da camada 1 foi confeccionado seguindo a dinâmica da região, espessuras médias de 5 metros na porção sudeste do ACJC atingindo um máximo de 11 metros ao noroeste (Figura 5.11). A camada 2, por sua vez, se estenderá até o nível d'água.

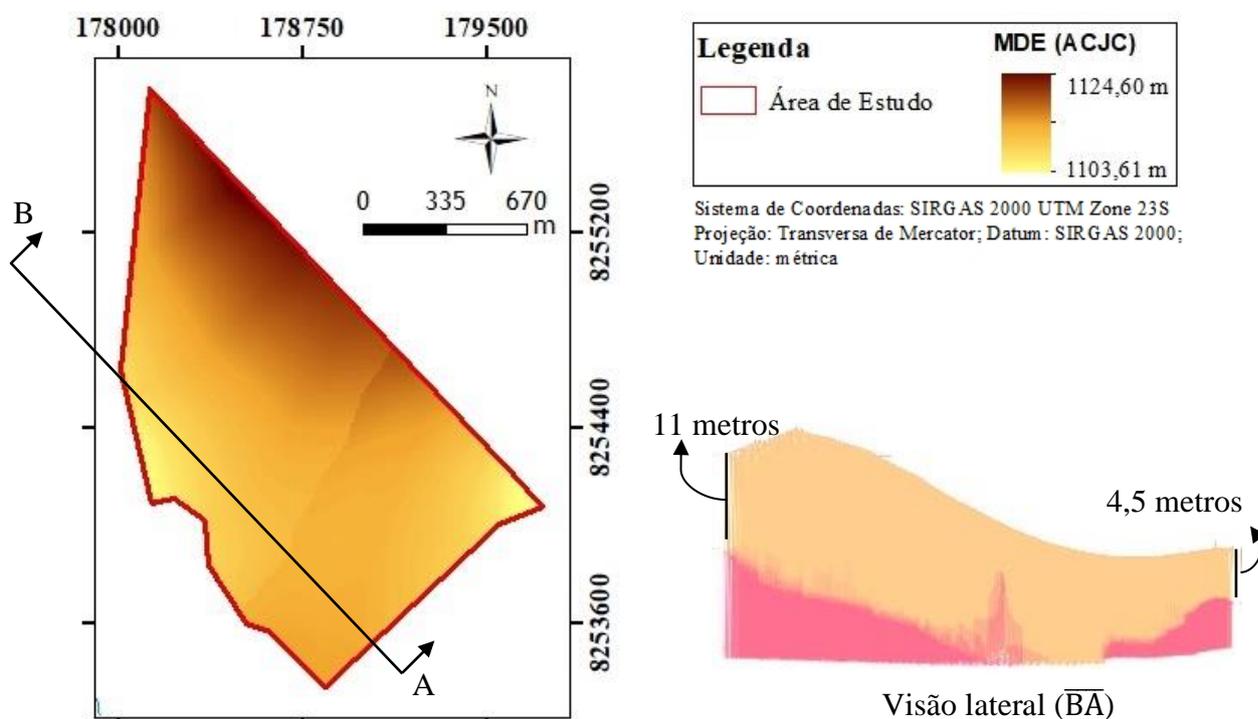


Figura 5.11 – Modelo Digital de Elevação (MDE) e visão lateral esquerda da profundidade da camada 1 considerada para simulação.

O nível d'água durante a simulação foi considerado estático. A delimitação dessa superfície foi executada por Stollberg (2011) para os meses de Agosto e Setembro de 2011 (apresentada na secção de materiais). Esses dados implicam em uma situação em que o nível freático está o mais baixo possível por se configurar o final do período de seca no Distrito Federal, o que acarreta em uma situação menos conservadora para a simulação, uma vez que os contaminantes tendem a ser atenuados nessa zona e precisariam se deslocar mais para chegar até o nível freático.

Os demais parâmetros necessários para a modelagem foram regionalizados e definidos diretamente no modelo de modo constante para toda a região (Tabela 5.1), sendo que o tempo de análise para os pontos E1 e E2 foram, respectivamente, 8 anos e 11,5 anos, embasados na pesquisa de Santos (1996) e corroborados pela observação do histórico de disposição.

Tabela 5.1- Parâmetros utilizados na simulação do transporte de contaminantes

Parâmetros de Entrada		Camada 1	Camada 2	Camada 1	Camada 2
		Mg ²⁺		Cd ²⁺	
Teor de umidade volumétrica saturado	θ_s	0,5	0,5	0,5	0,5
Teor de umidade volumétrica residual	θ_r	0,03	0,03	0,03	0,03
Parâmetro hidráulico de ajuste (kPa ⁻¹)	δ	0,0074	0,0037	0,0074	0,0037
Gradiente hidráulico	i	1,0	1,0	1,0	1,0
Condutividade hidráulica saturada (m/s)	k_s	1×10^{-7}	1×10^{-8}	1×10^{-7}	1×10^{-8}
Massa específica dos grãos (kg/m ³)	ρ_s	2710	2710	2710	2710
Coefficiente de distribuição (m ³ /kg)	K_d	0,002	0,002	0,004	0,004
Coefficiente de difusão molecular (m ² /s)	D_0	$7,06 \times 10^{-10}$	$7,06 \times 10^{-10}$	$7,19 \times 10^{-10}$	$7,19 \times 10^{-10}$
Coefficiente de dispersividade longitudinal (m)	α_{dL}	0,005	0,005	0,005	0,005

Os parâmetros referentes ao fluxo não saturados foram delimitados com as curvas características apresentadas por Burgos (2016), como θ_0 adotou-se um valor de 40%, seria o referente à coluna de lixiviado sob o solo simulado.

O gradiente hidráulico (i) apesar de ser um parâmetro variável ao longo do tempo, tal qual o nível freático, precisa ser considerado constante pela solução analítica da equação da advecção-dispersão adotada. O valor unitário se adequou melhor na situação simulada, entretanto é necessário um estudo mais aprofundado em termos de balanço hídrico para execução de prognósticos e diagnósticos da frente da pluma de contaminação.

No caso do coeficiente de distribuição (k_d) é preciso realizar ensaios simulando o fluxo de lixiviado no solo. Os valores aqui utilizados se baseiam nos estudos apresentados por Soares (2004) em latossolos, porém notou-se uma elevada variabilidade desses valores na literatura, afinal esse coeficiente é diretamente influenciado pelas condições do meio que podem ocasionar sua retenção, tais como pH, Capacidade de Troca Catiônica (CTC). Além disso é preciso

atentar-se para a competitividade entre os contaminantes, tais como metais pesados, já que eles percolarão o solo de modo simultâneo e não isoladamente como foi realizado neste estudo.

Os coeficientes de difusão molecular em solução aquosa foram retirados no Handbook of Chemistry and Physics (2016).

Os valores médios de concentração (c_0) utilizados para simulação foram os aferidos por Santos (1996) no lixiviado (ponto E2F6), apresentado no item 3.1.1.3.

Antes da modelagem ser executada considerando a existência da dupla camada, foi realizada uma simulação para o meio poroso homogêneo (Figura 5.12), de forma que assim, fosse possível observar o z (profundidade) de intersecção entre a “solução analítica aproximada” (que se inicia a 6 e 5 metros da superfície, respectivamente para os pontos E1 e E2, percolando até o nível freático) e a solução analítica para todo o perfil de solo. Além disso, realizou-se uma análise análoga para o teor de umidade volumétrica.

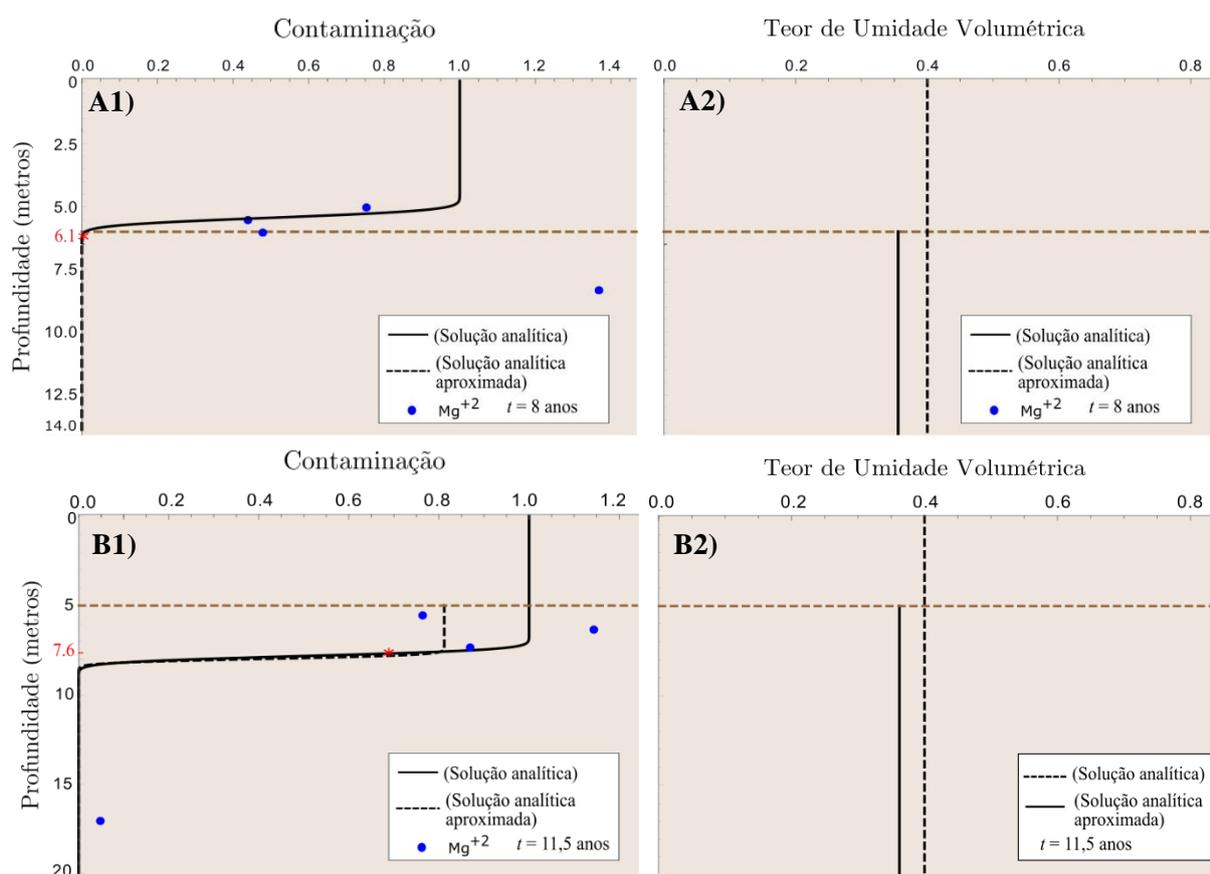


Figura 5.12 - Resultado da modelagem regional com análises locais nos pontos E1 (A1 e A2), e E2, (B1e B2), de Santos (1996) para um meio homogêneo, em que foram plotados os gráficos de concentração normalizada de Mg^{2+} e do teor de umidade volumétrica, ambos em função da profundidade.

Na Figura 5.12, percebe-se que as soluções analíticas para o fluxo de contaminantes se interceptam a 6,1 metros e 7,6 metros de profundidade, respectivamente para os pontos E1 e E2, o que configura uma zona de aproximação média com uma faixa de 0,1 metros e 1,6 metro. Portanto, até esse valor de intercepto os resultados da modelagem devem ser analisados pela solução analítica implementada na camada 1, isto é, apesar da modelagem ser executada para a camada 2 a uma profundidade de 5 e 6 metros, respectivamente, os efeitos da aproximação média com esses parâmetros, ocasionou uma zona na qual os resultados da solução analítica aproximada, só possam ser considerados após a profundidade de 6,1 metros para o ponto E1 e 7,6 metros para o ponto E2.

No caso do teor de umidade volumétrica apesar dos valores serem próximos nas duas soluções, elas não se interceptam até a profundidade final de análise. O valor do teor de umidade médio foi de 36,5% e a concentração média normalizada de Mg^{2+} foi de 0,8, parâmetros utilizados como entrada do modelo na segunda camada.

Em relação ao modelo regionalizado e com dupla camada percebe-se com as análises locais, Figura 5.13(b), que o modelo apresentou um ajuste elevado aos pontos amostrados por Santos em 1996 mesmo diante da alta variabilidade desses dados (item 3.1.1.3), ainda assim, pode-se notar um ponto localizado a 7,5 metros de profundidade que apresentou uma relação de concentração normalizada $[c/c_0]$ de 1,4. O que pode estar representando um fenômeno desorcivo, entretanto pela solução analítica utilizada esse mecanismo não pode ser modelado. No caso da segunda camada, não é possível observar os efeitos dela em ambas as soluções analíticas, uma vez que o contaminante para o tempo simulado havia chegado na camada 2 com valores ínfimos, assim a concentração inicial média para a segunda camada é praticamente nula, tornando o modelo contínuo entre as camadas.

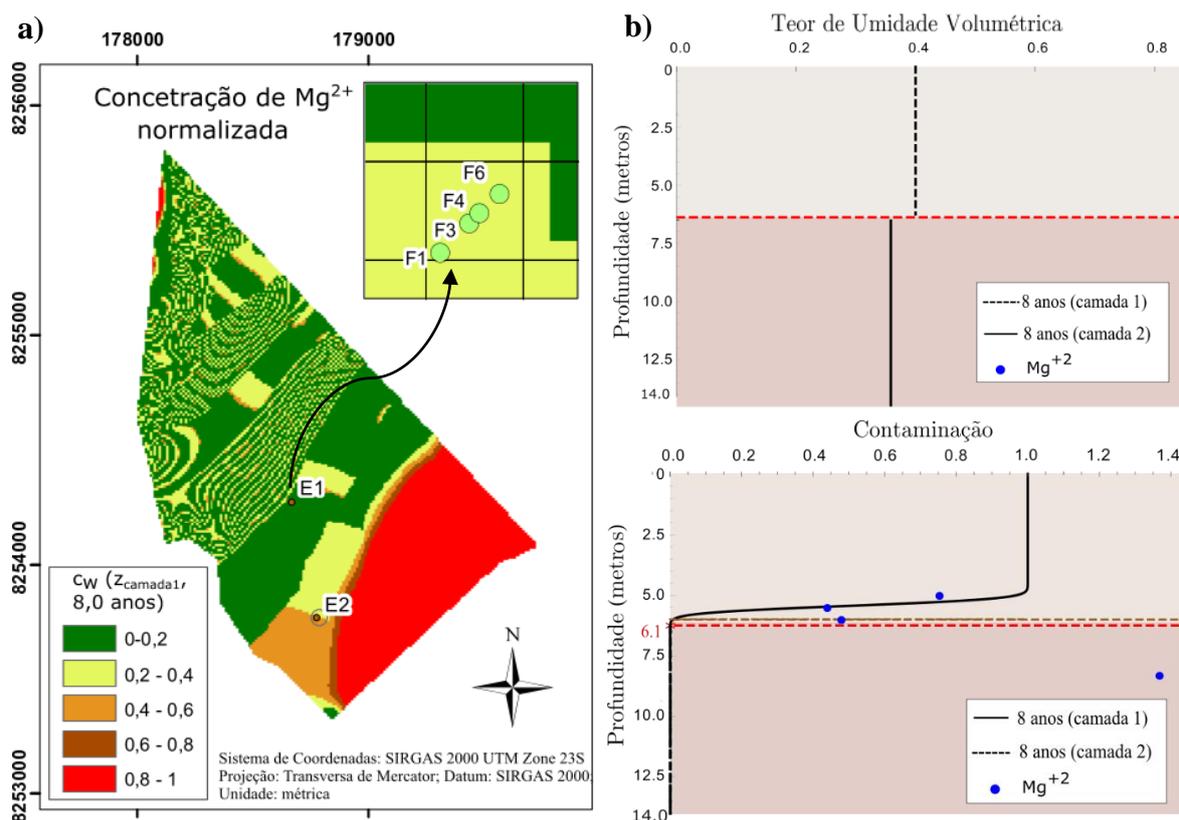


Figura 5.13 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se: (a) o mapa da concentração do Mg²⁺, e (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E1 e tempo de simulação de 8 anos.

Já em relação ao resultado regional apresentado, Figura 5.13(a), tem-se em geral que a concentração de Mg²⁺ já chegou em sua totalidade (23,13 mg/L) na porção sudeste do aterro e em baixas concentrações em direção ao norte (variando de 0 a 10 mg/L), tal resultado é influenciado pelo gradiente crescente de profundidade estipulado na direção noroeste (vide Figura 5.11). Em relação a variabilidade dos resultados, coloração dos pixels no mapa, também foi influenciada pela superfície topográfica utilizada juntamente com a superfície da camada 1, que por suas irregularidades, tornaram os pixels circundantes com colorações distintas.

A mesma análise foi realizada para o ponto E2 e os resultados, encontram-se apresentados na Figura 5.14. Nesse caso, os resultados da dupla camada, já podem ser mais bem explorados, uma vez, que o contaminante já havia chegado à camada 2 no tempo simulado. Desse modo, como a segunda camada foi considerada menos permeável em 1 ordem de grandeza em relação à outra, percebe-se que pela mudança brusca de condutividade hidráulica saturada, há uma descontinuidade entre as duas soluções, o que representa um acúmulo do contaminante por um instante de tempo até que o mesmo voltasse a infiltrar.

Outro fator interessante, é que com a implementação da camada 2, o perfil do teor de umidade volumétrica passa a ser variável, no qual observa-se que a umidade do solo nas proximidades do lençol freático é de 0,05 (θ_i), enquanto que no caso homogêneo, expresso na Figura 5.13(b), esse valor já havia atingido o θ_0 (0,40). Já em relação ao fluxo de contaminantes, o modelo se ajusta razoavelmente bem aos dados, nas profundidades iniciais 5,5 e 6,3 metros há discrepâncias, entretanto nessas medições Santos (1996) apresentou dados com altos desvios padrões. O modelo perpassa pelo ponto a 7,3 metros e torna-se nulo depois dos 7,6 metros de profundidade.

Em relação ao modelo regionalizado, expresso na Figura 5.14(a), é possível perceber que a contaminação por Mg^{2+} já ocorreu na porção sul e parcialmente na porção intermediária do ACJC, avançando com o tempo se comparada com a Figura 5.13(a), as razões dessa maior contaminação se devem ao gradiente de profundidade estipulado para a camada e pelo tempo maior de simulação.

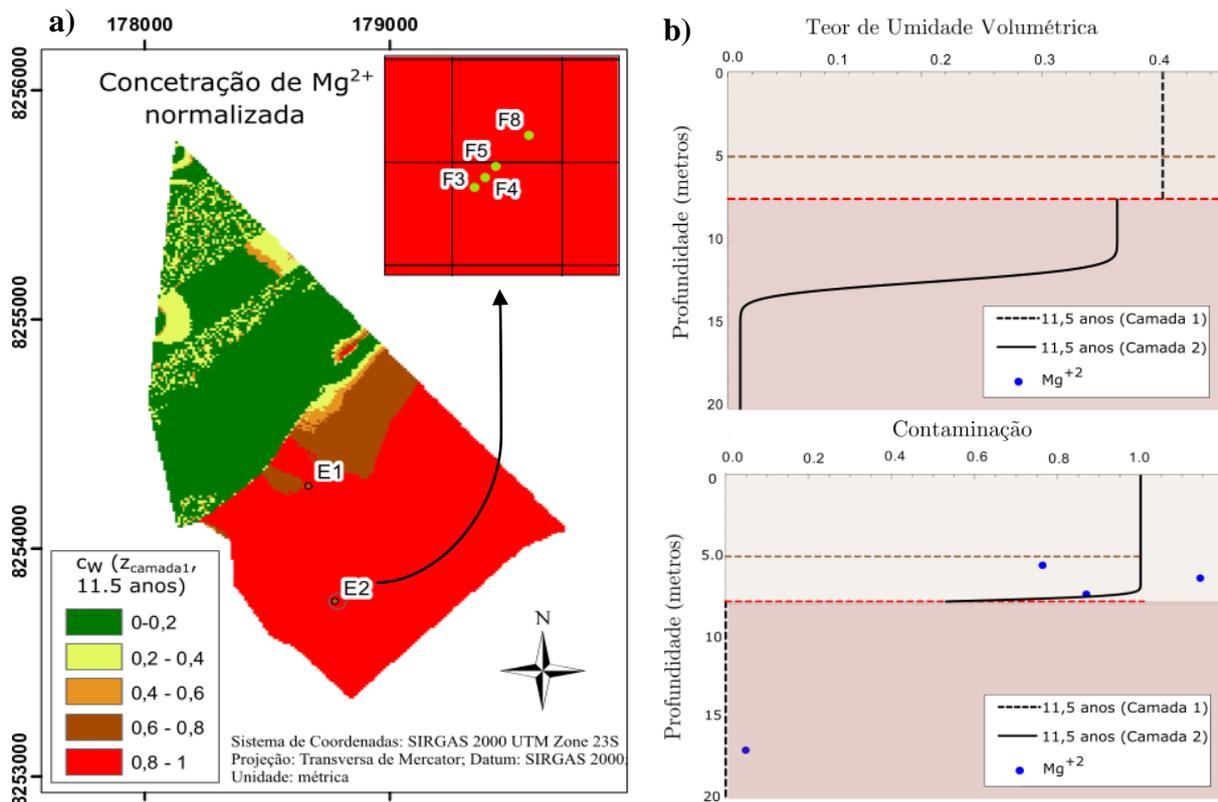


Figura 5.14 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se em: (a) o mapa da concentração do Mg^{2+} ; em (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E2 com o tempo de simulação de 11,5 anos.

O mesmo processo foi realizado para o Cd^{2+} , o resultado da determinação da zona de aproximação média encontra-se disponível no Apêndice B, apenas para o ponto E2, já que no ponto E1 a concentração do contaminante que chegou na camada 2 é praticamente nula, o que configura continuidade dos parâmetros entre as camadas reduzindo assim a zona de aproximação média.

Os resultados obtidos para o cádmio estão dispostos na Figura 5.15 e na Figura 5.16. O modelo subestimou as concentrações do contaminante em ambos os casos. Cabe Salientar que nos dados de Santos (1996), ponto E1, poucas amostras foram aferidas, sobretudo nas profundidades de 5 e 5,5 metros, prejudicando a representatividade dos dados, entretanto ainda sim, o cádmio apresentou maior mobilidade do que esperado no modelo.

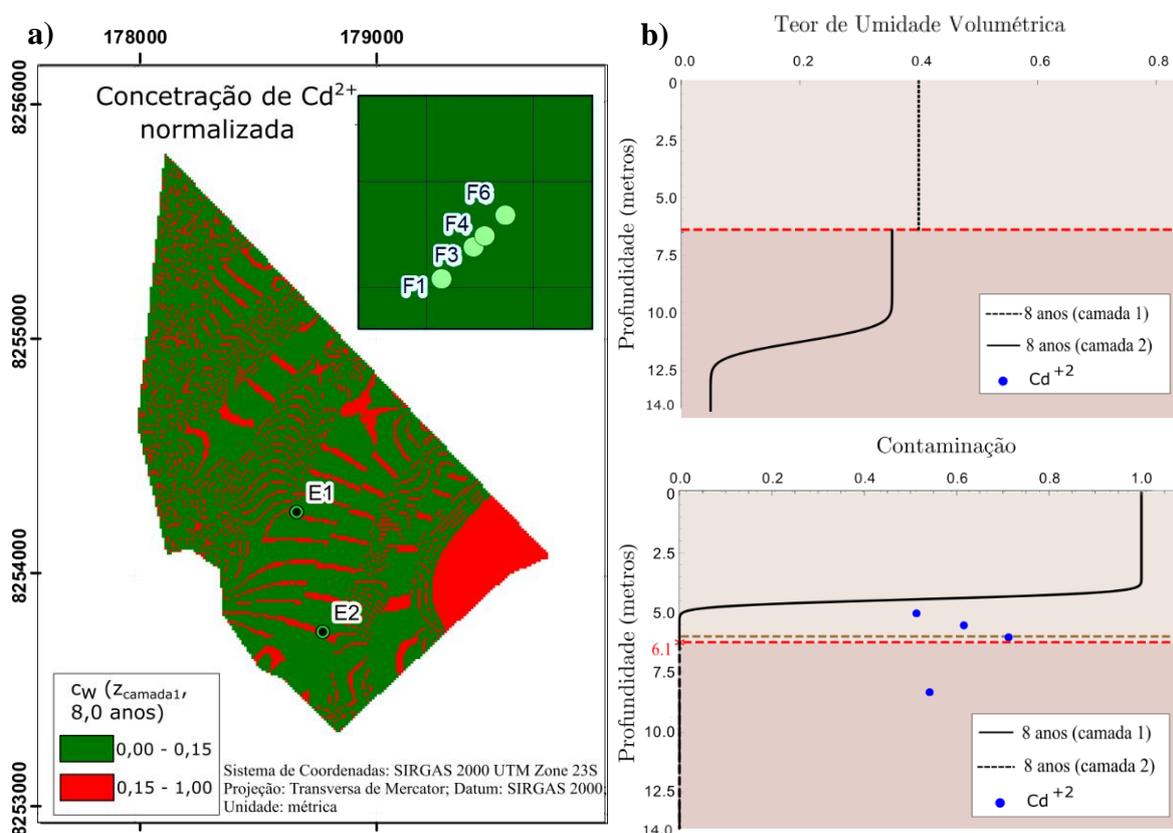


Figura 5.15 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se em: (a) o mapa da concentração do Cd^{2+} ; em (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E1 com o tempo de simulação de 8,0 anos.

Uma das explicações, pode estar na adsorção competitiva entre os metais. No estudo com solos tropicais, Gomes *et al.* (2001) verificaram, com base na análise dos coeficientes de distribuição, que a sequência de seletividade no latossolo vermelho foi $Cr > Pb > Cu > Cd > Zn > Ni$, isto é, os

primeiros são mais facilmente retidos que os últimos quando percolam simultaneamente pelo meio poroso, como é o caso dos contaminantes presentes na área de estudo.

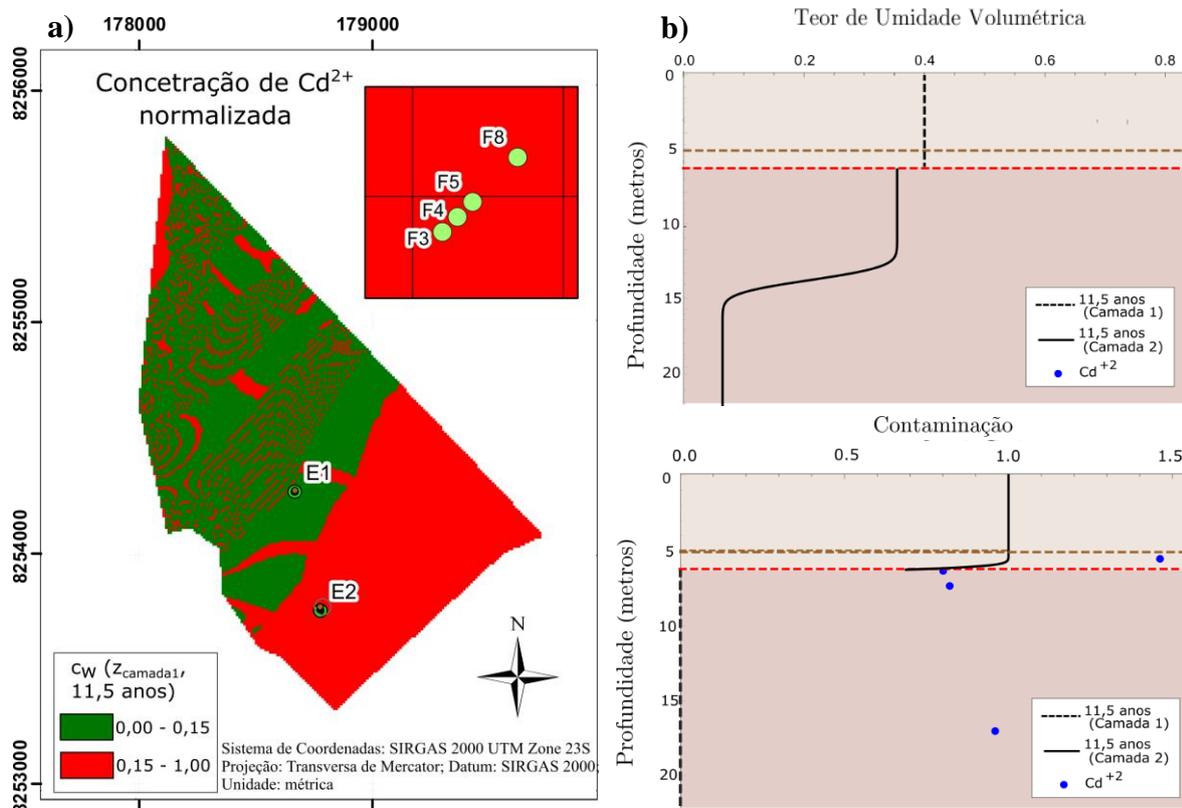


Figura 5.16 – Resultado modelagem regional com dupla camada, tem-se em: (a) o mapa da concentração do Cd^{2+} ; em (b) as gráficos locais (teor de umidade volumétrica e do contaminante em função da profundidade) para o ponto E2 com o tempo de simulação de 11,5 anos.

Em relação ao modelo regional percebe-se os mesmos resultados muito variados na porção mais ao noroeste do ACJC, entretanto mantém o padrão de coloração observado para os dados de Mg^{2+} . Isso corrobora a teoria de que a superfície interpolada para camada 1 está afetando os resultados do modelo analisados em uma vizinhança. Apesar disso, o modelo apresenta congruência como um todo, observa-se que está mais contaminado na porção sudeste do aterro passado o tempo de 11,5 anos se comparado com o período de 8,0 anos apresentados na Figura 5.16.

Essa delimitação na escala de cores para o Cd^{2+} foi realizada baseando-se na resolução CONAMA N° 420 que dispõe sobre critérios orientadores de qualidade do solo e define limites máximos para a concentração de substâncias visando assegurar a qualidade do solo e da água subterrânea (CONAMA, 2009). O valor norteador de intervenção para essa substância nas águas subterrâneas é de 0,005 mg/L, considerando que o c_0 foi adotado como sendo 0,0351

mg/L, portanto o limite normalizado seria de 0,14. Observa-se que quase toda a porção sudoeste do aterro na camada 1 apresenta-se acima do limite permitido.

Diante dos resultados obtidos, alguns pontos ainda precisam ser discutidos, dentre eles são os valores utilizados para a concentração do lixiviado aferido por Santos (1996), eles foram estimados apenas no ponto E2, o que não garante que sejam representativos para toda a região, sobretudo, para análise do ponto E1. Cabe ainda salientar a importância de uma análise de multiespécies. Essas também podem ser as explicações para o ajuste insatisfatório da concentração de Cd^{2+} .

Outra questão, fora a representatividade do dado, é a sua validade, uma vez que existem poucos pontos aferidos e, além disso, estão sujeitos a erros (sistemáticos, aleatórios ou grosseiros). O modelo precisa ser aplicado em outras situações, de forma que os resultados da modelagem sejam mais bem interpretados e questionados.

Por fim, o efeito da dupla camada no processo, pois a consideração de uma mudança brusca dos parâmetros entre as camadas, pode induzir que fisicamente o fenômeno seja de um fluxo lateral com acúmulo relativo na primeira camada para depois haver infiltração, o que matematicamente não está sendo modelado, tendo em vista que as equações implementadas são apenas referentes ao fluxo unidimensional.

6 CONCLUSÕES

Com o estudo realizado, conceitualização do modelo, elaboração da modelagem por meio dos algoritmos implementados, simulações realizadas e resultados obtidos, são elencadas as seguintes conclusões:

- ✓ Em relação a metodologia implementada e ao modelo obtido, considera-se que foram atingidos os objetivos propostos, uma vez que as etapas permitiram a evolução do modelo de uma escala local para regional.
- ✓ Os modelos constitutivos de Cavalcante & Zornberg (2017) apresentaram um bom ajuste aos valores experimentais (Burgos, 2016), apenas quando referentes à profundidade de 8,6 metros pelo seu caráter unimodal. Percebe-se, além disso, que é um modelo com poucos parâmetros de ajustes (θ_r , θ_s , k_s e δ), em que apenas o parâmetro hidráulico (δ) não é definido na mecânica dos solos não saturados, entretanto apresenta significado físico e pode ser obtido com facilidade por manipulação matemática.
- ✓ A implementação das soluções analíticas de Cavalcante & Zornberg (2017) permitiram a obtenção do teor de umidade volumétrica em função do espaço e do tempo. De posse dessa solução, foi possível modelar a pluma de contaminação transiente e não saturada mediante a sua aplicação na solução analítica de Bear (1972) para a equação da advecção-dispersão, que possui limitações de condições de contorno e iniciais, mas que para a modelagem da pluma no período analisado no ACJC foram adequadas.
- ✓ Em relação ao modelo baseado em soluções analíticas percebe-se sua importância por permitir as análises paramétricas e validação de soluções numéricas, entretanto é preciso salientar que essas soluções implicam em condições de contorno e do meio poroso muito específicas que em muitas situações reais na prática da geotecnia não são contempladas.
- ✓ A limitação da condição de contorno superior apesar de ser relativamente adequada para simular o lixiviado presente sobre solo em um período específico, dificultou a implementação das soluções na segunda camada. Para contornar tal problema utilizou-se o Teorema do Valor Médio do cálculo que resultou em uma zona em que os resultados da camada 2 não eram coerentes com as soluções analíticas implementadas, mas que foi contornada com a obtenção da profundidade de intersecção das soluções.
- ✓ A segunda camada implementada permite contornar uma das limitações das soluções analíticas, uma vez que são formuladas para meios homogêneos. Entretanto, precisa ser refinada, pois pode ocasionar em um fluxo lateral que fisicamente não ocorre em uma

situação real, já que a mudança dos parâmetros entre as camadas na natureza ocorre de modo gradual.

- ✓ Mesmo diante de todas essas limitações do modelo, quando aplicado no ACJC apresentou resultados coerentes com os obtidos por Santos (1996), sobretudo para o Mg^{2+} , e subestimou as concentrações de Cd^{2+} . Ainda sim, os resultados foram razoáveis diante de todas as limitações de dados existentes e da complexidade do fenômeno simulado.
- ✓ Em relação aos dados obtidos para a pluma de contaminação transiente espacializada, obteve-se mapas coerentes com o fenômeno simulado, a concentração do contaminante chegando primeiro na região sudeste do ACJC uma vez que a camada de solo nesse local era menos profunda.
- ✓ Em relação ao mapa ter apresentado pixels circundantes com colorações distintas, pode-se atrelar tal inconsistência com a interpolação realizada para a camada 1, pois a complexidade do MDE da superfície topográfica juntamente com a confeccionada para a delimitação da primeira camada, tornou pixels vizinhos com profundidades diferentes e, portanto a concentração de contaminante que chega em cada um deles também é distinta.

6.1 RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Tendo por objetivo aperfeiçoar a modelagem regional apresentada e as lacunas encontradas tanto em termos de dados na região quanto para aspectos conceituais do modelo, são propostas as seguintes recomendações:

- ✓ Minimizar os efeitos da zona de aproximação média, uma solução para isso seria discretizar o tempo e calcular de maneira interativa os c_0 médios, até que o mesmo atingisse a estabilidade. A cada interação seriam calculados os perfis de contaminação que, posteriormente devem ser somados para a obtenção da solução analítica aproximada para todo o tempo de análise. Quanto maior a discretização do tempo, mais próxima essa solução seria da solução analítica, diminuindo a zona de aproximação média.
- ✓ Outra importante consideração seria a implementação discretizada do espaço, uma vez que a mudança brusca dos parâmetros entre as camadas acarretam alguns efeitos, dentre eles um fluxo horizontal que se acumula até que novamente flua na direção gravitacional. Apesar do modelo não simular esse fluxo lateral, seria isso fisicamente o que acaba sendo imposto.

- ✓ Para expansão do modelo seria interessante a consideração da implementação bidimensional, entretanto as complexidades advindas da inclusão de outra direção de fluxo perpassam desde a existência de parâmetros suficientes para entrar no modelo até a implementação em escala regional, uma vez que os pixels não mais seriam células independentes.
- ✓ Em relação aos dados, é importante que sejam realizados ensaios nos solos da região, inclusive simulados com lixiviado, uma vez que a percolação desse efluente pelo meio poroso resulta na mudança nas propriedades estruturais e nos seus parâmetros hidráulicos, por conseguinte, na mobilidade e permeabilidade dos solutos. Além de determinações dos parâmetros, tais como a Capacidade de Troca Catiônica (CTC), pH, estudo dos minerais constituintes do solo que influenciarão na retenção dos solutos no meio poroso.
- ✓ Em termos de caracterização do lixiviado, é fundamental um estudo atualizado no que tange os aspectos físico-químicos, além do quantitativo existente, que influenciará na determinação do gradiente hidráulico, um parâmetro essencial para o modelo. Dessa forma, com essas estimativas é possível gerar prognósticos para região.
- ✓ Mais um aspecto fundamental, seria a implementação de outras soluções analíticas para o fenômeno do fluxo de contaminantes, na qual fosse possível simular outros processos de reações solo-contaminante.
- ✓ A validação do modelo é outra questão pertinente, apesar de ter sido aplicada ao ACJC, não foi suficiente para validar o modelo pela quantidade irrisória de dados da região. Desse modo, é importante que seja utilizado em uma região instrumentada ou mesmo um experimento simulando o fluxo de contaminantes em escala piloto.
- ✓ Outras possíveis expansões da ferramenta, seriam uma implementação probabilística, variação do nível freático e simulação na zona saturada. Além disso, estudo aprofundado do fenômeno de ascensão capilar e sua influência na atenuação da pluma de concentração de contaminante transiente dentro da zona vadosa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2014). Panorama dos resíduos sólidos do Brasil. São Paulo: ABRELPE. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_envio.cfm?ano=2014>. Acesso: Fevereiro, 2018.
- ABREU, F. (2001). Estudo e avaliação da contaminação das fontes do Parque Nacional de Brasília. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, PTARH/UnB, Brasília, DF, 123p
- AFONSO, L. C. M. (2012). Modelação estocástica aplicada a obras subterrâneas. Dissertação de Mestrado, Universidade do Minho, Portugal, 121 p.
- AMORIM, A. L. R.; CAVALCANTE, A. L. B. (2017). Análise Probabilística do Transporte e Contaminantes em Meio Saturado. In: Simpósio de Prática de Engenharia Geotécnica na Região Centro Oeste (GEOCENTRO 2017), Goiânia, v. 1. p. 607-613.
- ARAÚJO, R. de. (1996). Estudo Geoquímico da Contaminação dos Recursos Hídricos e sua Propagação nas Adjacências do Aterro de Resíduos Sólidos Jockey Club – DF. Instituto de Geociências (Dissertação de Mestrado), IG/UnB, Brasília/DF. 74p.
- ARAÚJO, R. N. G. (1996). Estudo geoquímico da contaminação dos recursos hídricos e sua propagação nas adjacências do Aterro de Resíduos Sólidos Jockey Club - DF. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, IG/UnB, Brasília, DF, 74p..
- BAPTISTA, G.M.M. (1998). Caracterização Climatológica do Distrito Federal. In: IEMA/UnB. Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Relatório Técnico, Vol. 1 – Meio Físico do Distrito Federal, SEM/MMA – IEMA/SEMATEC, Brasília – DF. 265-283p.
- BARROS, J R. (2003). A chuva no Distrito Federal: o regime e as excepcionalidades do ritmo. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 221 f.
- BEAR, J. & CHENG., A. (2010). Modeling Ground Water Flow and Contaminant Transport. Ed, Springer, New York, NY. USA.
- BEAR, J. (1961). On the tensor form of dispersion. Journal of Geophysical Research, 66, p.1185 – 1197.
- BEAR, J. (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. Dover, New York, v. 1, 755 p.
- BEAR, J. (1979). Hydraulics of Groundwater, ser. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering. New York: McGraw-Hill, 269p.
- BORGES, L. P. de F. (2016). Método Discreto Iota-Delta: Uma Nova Abordagem Numérica Para o Problema de Fluxo Não Saturado Em Meios Porosos e Fraturados. Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. 132.

-
- BOSCOV, M. E. G. (2008). Geotecnia Ambiental. Oficina de textos, São Paulo, SP, 248 p.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. (2010). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, v.147, n. 248, 3 ago. 2010. Seção 1, p. 3
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010). Brasília: Diário Oficial da União. (2010). Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: Fevereiro, 2018.
- BUCKINGHAM, E. (1907). Studies on The Movement of Soil Moisture. Bureau of Soils-- - Bulletin No. 38, 61.
- BURGOS, J.F. (2016). Influência da microestrutura no comportamento mecânico dos solos tropicais naturais e compactados. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM272/16, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 149 p.
- CAMAPUM DE CARVALHO, J. PEREIRA, J.H.F. & GUIMARÃES, R.C. (2002). Courbes de retention d'eau d'un profil d'alteration. in: Proceedings of the Third International Conference on Unsaturated Soils, Recife., pp.289–294.
- CAMPOS J.E.G., SANTOS L.M. & SEIDEL A.M. (2006). Estudos geotécnicos preliminares e caracterização dos limites da área do antigo aterro na região da Vila Estrutural – DF. Água e Terra Consultoria e Planejamento Ambiental. Relatório Técnico. 70 p.
- CAMPOS, J.E.G.; DARDENE, M.A.; FREITAS-SILVA, F.H.; MARTINS-FERREIRA, M.A.C. (2013). Geologia do Grupo Paranoá na Porção Externa da Faixa Brasília. Braz. J. Geol, São Paulo 43(3):461-476p.
- CARDOSO, F.B.F. (2002). Propriedades e Comportamento mecânico de solos do planalto central Brasileiro. Tese de Doutorado, Publicação G.TD-009A/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 357 p.
- CARNEIRO, G. A. (2002). Estudo de Contaminação do Lençol Freático Sob a Área do Aterro de Lixo do Jockey Clube-DF e suas Adjacências. Instituto de Geociências (Dissertação de Mestrado), IG/UNB, BRASÍLIA/DF, 123p.
- CAVALCANTE, A. L. B & ZORNBERG, J. G. (2017). Efficient Approach to Solving Transient Unsaturated Flow Problems. I: Analytical Solutions. Int. J. Geomech. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.0000875](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.0000875)>. Acesso em: Março, 2018.
- CAVALCANTE, A. L. B; BORGES, L.P.F. & ZORNBERG, J. G. (2018). A New 3D Analytical Solution to Model Transient Unsaturated Flow due to Wetting and Drying. International Journal of Geomechanics (in press).
- CAVALCANTE, A.L.B. (2017). Notas de Aula da Disciplina de Transporte de Contaminantes e Sedimentos. Publicação G.AP-AB008/15, Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, Brasília-DF, UnB.

- CAVALCANTE, A.L.B., OZELIM, L.C.S.M., SWAMEE, P.K., RATHIE, P.N. (2013). Explicit numerical iterative methods applied to the three-parameter infiltration equation, *Soils and Rock*, V. x, pp.
- CAVALCANTI, M. M. (2013). Aplicação de métodos geométricos no delineamento da pluma de contaminação nos limites do aterro controlado do Jockey Club de Brasília/DF. Dissertação de mestrado em Geociências Aplicada, UnB, 111 pág.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2001). Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas. São Paulo. CETESB, 232p.
- CHAPMAN, P. M. (2007). Determining when contamination is pollution—weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International*, 33(4): 492-501.
- CONAMA. (2009). Resolução nº 420. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de 102 atividades antrópicas. Diário Oficial União [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 p.
- CRC Handbook of Chemistry and Physics. (2016). edited by W. M. Haynes, 97th ed. (CRC Press, Boca Raton, FL).
- DARCY, H. (1856). *Histoire Des Fontaines Publiques de Dijon*. Paris, Dalmont, pp. 590–594
- DAS, BRAJA M. (2007). *Fundamentos de Engenharia Geotécnica*. Tradução da 6. ed. São Paulo: Thomson Learning, 562 p.
- DÍAZ-SÁNCHEZ, J. F. (2011). Modelagem multidimensional de transporte de contaminantes inorgânicos em solos tropicais lateríticos. Dissertação de Mestrado, UnB, Brasília, DF, 184p.
- DINIZ, M.S; NISYAMA, F. L.; BATTAGLINI, N. M. C. L. G; CAMARGO, F. R. T; LACERDA, G. V.C; SANTO da SILVA, L.; FLEURY, F. B. C.; SILVA Jr, E. E. A; CAVALCANTE, A.L.B. (2019). Estudo da acurácia posicional de dados geoespaciais obtidos com RPA mediante a metodologia proposta para verificação do padrão de exatidão cartográfica (pec). In: *Anais do XIX simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, 2019*, Santos. Anais eletrônicos. Campinas, Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr-2019/papers/estudo-da-acuracia-posicional-de-dados-geoespaciais-obtidos-com-rpa-mediante-a-metodologia-proposta-para-verificacao-do->> Acesso em: abril. 2019.
- FARIA A. (1995). Estratigrafia e sistemas deposicionais do Grupo Paranoá nas áreas de Cristalina, Distrito Federal e São João D’Aliança – Alto Paraíso – GO. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 199 p.
- FETTER, C. W. (1993). *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company, U.S. 458p.
- FETTER, C. W., BOVING, T. & KREAMER, D. (2018). *Contaminant Hydrogeology*. 3rd Edition, Waveland Press, Inc. London, U.K. 647p.

-
- FITYUS, S. G., SMITH, D. W., & BOOKER, J. R. (1999). Contaminant transport through an unsaturated soil liner beneath a landfill. *Canadian Geotechnical Journal*, 36(2), 330-354.
- FRANCO, H. A. (1969). Geofísica e química aquática aplicadas ao estudo da contaminação de recursos hídricos subterrâneos no Aterro do Jockey Club – Brasília-DF. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, IG/UnB, Brasília, DF. 97p.
- FREDLUND, D. G.; MORGENSTERN, N. R. (1977). Stress State Variables for Unsaturated Soils. *Journal of the Geotechnical Engineering Division*, v.103, n. GT5, p. 447-466.
- FREDLUND, D.G. & RAHARDJO, H. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley & Sons. Nova Jersey, EUA, 507 p.
- FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall, Inc. U.S. 604p.
- FREITAS-SILVA, F.H., CAMPOS, J.E.G. (1998). Geologia do Distrito Federal. In: Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Brasília. IEMA/SEMATEC/UnB. Parte I., p. 86.
- GEOPORTAL. (2017). Infraestrutura de Dados Espaciais - IDE/DF. Disponível em:<https://www.geoportal.segeth.df.gov.br/>. Acesso em Março de 2019.
- GITIRANA JR., S.L., MARINHO, F. A. M. & SOTO, M. A. A. (2015). A curva de retenção de água de materiais porosos. Solos Não Saturados no Contexto Geotécnico. J. Camapum de Carvalho, G. F. N. Gitirana Jr., S.L. Machado, M.M.A. Mascarenha & F.C. Silva Filho (eds.), ABMS, São Paulo, SP, pp 205-229.
- GITIRANA, JR., G.F.N. & FREDLUND, D.G. (2004). Soil-water characteristic curve equation with independent parameters, *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 130(2): 209-212.
- GOMES, P.C.; FONTES, M.P.F.; SILVA, A.G.; MENDONÇA, E.S.; NETTO, A.R. (2001) Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.65, p.1115-1121.
- GONÇALVES, T.D.; LOHE C.; CAMPOS, J.E.G. (2010). Submitted to *Geoderma* - a. Porous aquifer from the Federal District, Brasil: Characterization and Evaluation of Hydraulic Conditions.
- GREENTEC (2012). Planos de Manejo das Áreas de Proteção da Vila Estrutural: Produto 4 – Plano de Manejo ARIE da Cabeceira do Valo. Brasília – DF. ADASA. Novembro de 2012.
- HAMED, M. M.; BEDIENT, P. B.; CONTE, J. P., (1996). Numerical stochastic analysis of groundwater contaminant transport and plume containment. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 24, n. 1, p. 1-24.
- HAMMAH, R.E., YACOUB, T.E., (2009). Probabilistic slope analysis with the finite element method. 43rd US Rock Mechanics Symposium.
- HICKS M.A. (2007). *Risk and variability in geotechnical engineering*. Thomas Telford, London, UK.

- HILLEL, D. (2003). *Introduction to environmental soil physics*. Academic press. In: London, UK 762p.
- KNOX, C. R., SABATINI, D.A & CANTER, L.W. (1993) *Subsurface Transport and Fate Process*, Boca Raton (Florida), Lewis Publishers.
- KOIDE, S.; BERNARDES, R. S., (1998). Contaminação do lençol freático sob a área do aterro do Jockey Club, DF. X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas.
- LAMBE, T. W.; WITHMAN, R. V., (1969) *Soil mechanics*, SI Version. Ed. John Wiley & Sons, New York, USA.
- LEE, H.C. AND WRAY W.K. (1995). Techniques to evaluate soil suction – A vital unsaturated soil variable. In E.E. Alonso and P. Delage (eds.) *Proc. 1st Int. Conf. on Unsaturated Soils*, Paris, Balkema / Presses des Ponts et Chaussées, 2: 615-622.
- LIN, S. H.; CHANG, C. C. (2000). Treatment of Landfill Leachate by Combined ElectroFenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method. *Water Research*. Vol 34. (17), p. 4243 – 4249.
- LU, N., & LIKOS, W. J. (2004). State of Unsaturated Soil. In *Unsaturated Soil Mechanics* (bl 6).
- MACEDO, M. B. P. (2019). Avaliação do potencial de geração de biogás no Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília/ DF. Monografia de Projeto Final. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF (*In Press*)
- MARINHO, F. A. M. (1997). Medição de sucção em solos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SOLOS NÃO SATURADOS (NSAT'97), 3, 1997, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: Freitas Bastos Editora, 1997. vol. 2, p. 373-398.
- MARINHO, F.A.M. (2005). *Os Solos Não Saturados: Aspectos Teóricos, Experimentais e Aplicados*. Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia de Estruturas e Fundações, Universidade de São Paulo, São Paulo, 01p.
- MITCHELL, J. K. (1976). *Fundamentals of soil behavior*, Wiley, New York. (número de páginas)
- MUÑOZ, S. I. S., (2002). Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados. Tese (Doutorado em Enfermagem/Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, São Paulo. 158 p.
- NAPA-GARCÍA, G.; GODOY, V. DE; ZUQUETTE, L., (2014). Probabilistic Analysis of Contaminant Transport via Monte Carlo Simulation. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, v. 19, p. 6847–6856.
- NISYIAMA (2019). Ferramenta computacional para avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas - Caso de Estudo: Aterro Controlado do Jockey Club de Brasília/DF. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-328/2019, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 202 p. (*In Press*)

-
- NOGUEIRA, J. D. L. DE; AMARAL, R. F. DO. (2009). Comparação entre os métodos de interpolação (krigagem e Topo to Raster) na elaboração da batimetria na área da folha Touros-RN. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.
- OZELIM, L. C. D. S. & CAVALCANTE, A. L. B., (2013). “Integral and closed form analytical solutions to the transport contaminant equation considering 3D advection and dispersion.” *Int. J. Geomech.*, 10.1061/(ASCE) GM.1943-5622.0000245, 686–691, 6p.
- PARLANGE, M.B., PRASAD, S.N., PARLANGE, J.Y., ROMKENS, M.J.M. (1992). Extension of the Heaslet-Alksne technique to arbitrary soil water diffusivities. *Water Resour.* v. 28, p. 2793-2797.
- PAZ, Y. P. L. (2015). Solução semi-analítica para modelagem das condições inicial e de contorno aplicáveis ao ensaio de difusão pura. Dissertação (Mestrado em Geotecnia)—Universidade de Brasília, Brasília, DF, 157p.
- PEREIRA, J. H. F., PASTORE, E. L., BERNARDES, R. S. SOUZA, N. M. e CARVALHO, J. (1997a) C. Estudos Geológico-Geotécnicos para o Planejamento e Projeto de Disposição de Resíduos Urbanos do Aterro de Lixo do Jóquei. Relatório Final, Vol. 3, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- PEREIRA, J. H. F., PASTORE, E. L., BERNARDES, R. S. SOUZA, N. M. e CARVALHO, J. (1997b) C. Estudos Geológico-Geotécnicos para o Planejamento e Projeto de Disposição de Resíduos Urbanos do Aterro de Lixo do Jóquei. Relatório Final, Vol. 4, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- PERKINS, T. K. & JOHNSTON, O. C., (1963). A Review of Diffusion and Dispersion in Porous Media. *Society of Petroleum Engineering Journal*, Vol.3.
- PHILIP, J. R. (1969). Theory of Infiltration. *Advances in Hydroscience*. V. T. Chow, New York, 5 vol., 215-296.
- PHILIP, J.R. (1960). General method of exact solution of the concentration-dependent diffusion equation. *Aust. J. Phys.* V. 13, p. 1-12.
- PINTO, C.S. (2000). Curso Básico de Mecânica dos Solos. São Paulo, SP, Oficina de Textos, 247 p.
- PROGEA (2005a) Engenharia e Estudos Ambientais. EIA – Estudo de Impacto Ambiental do Aterro Sanitário do Distrito Federal. Terracap,
- PROGEA (2005b) Engenharia e Estudos Ambientais. Plano de Encerramento do Aterro Controlado do Jóquei. Terracap, 2005.
- RICHARDS, L.A, (1931). Capillary conduction of liquids in porous medium. *Physics*, 1:381-333.
- ROJAS, K.R.C. (2017). Estudo dos deslizamentos superficiais deflagrados por chuvas implementando a análise não saturada e transiente em escala regional. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-291/2017, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 90 p.

- ROWE, R. K.; QUIGLEY, R. M.; BOOKER, J. R. (1995). Clayey barrier systems for waste disposal facilities, E&FN Spon, London. 390p.
- SALINAS, E. J. C., (2017). Modelagem e simulação de ensaios laboratoriais de contaminação em rejeitos em condição não saturada. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-001A/2017. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, DF, 128p.
- SANTOS, P. C. V (1996). Estudo da contaminação de água subterrânea por percolado de aterro de resíduos sólidos - Caso Jockey Club - DF. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Publicação G.DM- 32A/96, Brasília, DF, 135p.
- SANTOS, P. C. V.; NETO, P. M. S.; KOIDE, S., (1998). Características do Chorume do Aterro do Jockey Club/DF. XI COBRAMSEG, Vol. III, pg. 1703 à 1707. Brasília/DF.
- SHACKELFORD, C. D., & DANIEL, D. E. (1991). Diffusion in saturated soil. I: Background. *Journal of Geotechnical Engineering*. 117(3): 467-484.
- SIMUNEK, J., SEJNA, M. AND VAN GENUCHTEN, M.T. (1998). The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0, IGWMC-TPS-70, International Ground Water Modeling Center. Colorado School of Mines, Golden, CO. 202 pp.
- SLICHTER, C.S. (1899). Theoretical investigation of the motion of ground waters. U.S. Geology Survey, 19th, Ann. Rept, pt.2, p.295.
- SLU (2019). Despacho SEI-GDF. Assinado eletronicamente por Cecília de Faria Sampaio em 20/02/2019, conforme art. 6º do Decreto nº 36756. Disponível em: <https://sei.df.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0>. Acesso em: fevereiro de 2019.
- SLU-IBRAM (1978). As características físicas e químicas do lixo do Distrito Federal. Amorim, V; Aguiar, M. Gerência de Programação e Organização do Serviço Autônomo de Limpeza Urbana- DF. 31p.
- SOARES, M.R. (2004) Coeficientes de distribuição de metais pesados (kd) em solso do estado de São Paulo. Tese de Doutorado. ESALQ – USP, Piracicaba, 202 p..
- SOUSA, T. C. (2004) Estudo da atenuação natural dos solos tropicais: uma contribuição para a normatização dos ensaios com fluxo de contaminantes. 173 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Publicação G.DM-123A/04, Brasília, DF.
- STOLLBERG, R., WEIB, H. (2011) *Municipal waste disposal Lixão do Jóquei, Brasília, Distrito Federal do Brasil: Site investigation, groundwater monitoring, and hydrochemical analysis. Status Report I. Project: IWAS – ÁguasDF, Sub-project 3 “Hydrological cycle”*. HELMOLTZ (Centre for Environmental Research – UFZ), 38p..
- SWAMEE, P.K., RATHIE, P.N., OZELIM, L.C. DE S.M. & CAVALCANTE, A.L.B. (2014). Recent advances on solving the three-parameters infiltration equation. *Journal of Hydrology*. V. 509, pp. 188-192.

-
- UNSCEAR- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (2010). Sources and Effects of Ionizing Radiation. New York: United Nations; 20 p.
- VANAPALLI, S.K.; FREDLUND, D.G.; PUFAHL, D.E. (1999). The influence of soil structure and stress history on the soil-water characteristic of a compacted till. *Géotechnique*, v.49 n.2 abril, p. 143-159.
- VARGAS, E. A. (2001). Notas de Aula de Hidrologia das Águas Subterrâneas. Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
- VILLAR, L. F. (2002). Estudo do adensamento e ressecamento de resíduos de mineração e processamento de bauxita. Tese de doutorado. PUC/RJ. Departamento de Engenharia Civil.
- WHITE MD AND M OOSTROM. (2006). STOMP: Subsurface Transport Over Multiple Phases, Version 4.0, User's Guide. PNNL-15782, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- YOUNG, R. N., MOHAMED, A. O. & WARKENTIN, B. P., (1992). Principles of Contaminant Transport in Soils. Geotechnical Research Centre, McGill Univ., Montreal, Quebec, Canada.
- ZEE - ZONEAMENTO ECOLÓGICO E ECONÔMICO DO DISTRITO FEDERAL. (2011).Relatório técnico, Subproduto 3.1, volume 2, Distrito Federal, Brasília, 172 p. Disponível em: http://www.zee.df.gov.br/historico/arquivos/cat_view/258-produtoetapa1/262-subproduto-31.html. Acesso em 05 de janeiro de 2018.

APÊNDICE A

A. QUANTITATIVO DE RESÍDUOS ATERRADOS

Quantitativo de resíduos sólidos urbanos aterrados estimados por regressão exponencial dos dados existentes para os anos iniciais de funcionamento do ACJC, as estimativas foram compradas com Carneiro (2002) e Filho (2017).

Tabela A.1–Quantitativo de resíduos aterrado ao longo dos anos no ACJC, comparados com os apresentados por Carneiro (2002) e Filho (2017)

Ano	Resíduos Aterrados (t) Carneiro (2002)**	Resíduos Aterrados (t) Filho (2017)	Resíduos Aterrados (t)
1966*	18 232	10 674	41 634
1967*	34 254	27 311	44 638
1968*	26 427	21 244	47 858
1969*	20 138	19 243	51 311
1970*	36 388	32 354	55 012
1971*	56 311	50 464	58 981
1972*	72 580	66 982	63 236
1973*	66 272	63 505	67 798
1974*	56 311	52 625	72 689
1975*	60 961	59 739	77 932
1976*	82 541	80 115	83 555
1977	97 153	92 211	92 192
1978*	96 155	93 157	96 045
1979*	107 114	103 349	102 974
1980*	122 386	121 032	110 402
1981*	128 694	126 526	118 367
1982*	146 959	145 146	126 906
1983*	177 841	171075	136 061
1984*	152 270	147 703	145 876
1985*	152 270	149 044	156 400
1986*	186 804	181 986	167 683
1987*	186 804	185 851	179 780
1988*	152 762	149 917	192 749
1989*	150 834	150 168	206 654
1990*	180 496	176 646	221 562
1991*	351 657	352 250	237 546
1992*	304 143	306 962	254 683

Continua

Tabela A.1 – Quantitativo de resíduos aterrado ao longo dos anos no ACJC, comparados com os apresentados por Carneiro (2002) e Filho (2017)) [Conclusão]

Ano	Resíduos Aterrados (t) Carneiro (2002)*	Resíduos Aterrados (t) Filho (2017)	Resíduos Aterrados (t)
1993*	288 121	285 112	273 056
1994*	297 514	298 496	292 755
1995	339 503	340 965	340 965
1996	441 712	444 196	444 196
1997	541 160	538 782	538 175
1998	581 208	581 754	581 754
1999	529 005	527 614	527 614
2000*	558 852	560 544	444 646
2001*	-	581 779	476 724
2002	-	603 974	828 286
2003	-	624 131	735 511
2004	-	666 445	864 527
2005	-	689 863	846 669
2006	-	713 105	891 764
2007	-	746 182	623 910
2008	-	792 621	690 190
2009	-	815 428	747 936
2010	-	798 585	776 141
2011	-	816 856	820 327
2012	-	834 529	816 594
2013	-	899 303	822 438
2014	-	928 019	856 571
2015	-	956 665	887 220
2016	-	967 980	830 055
2017	-	-	557 635
2018	-	-	34 852
Total (1966 e 2000)	6 801 834	6 714 742	6 653 684
Total (2000 e 2018)	-	12 435 465	13 107 350
Total ao longo da vida útil do ACJC	-	19 150 207	19 761 034

*Dados estimados por regressão exponencial.

** Média dos valores extraídos do gráfico de Carneiro (2002) em conjunto com os autores Nisiyama (2019, *In Press*) e Macedo (2019, *In Press*) utilizando o software *WebPlotDigitizer*.

APÊNDICE B

B. MODELAGEM LOCAL DE Cd^{2+} CONSIDERANDO O MEIO HOMOGÊNEO

A profundidade de intersecção definida para o ponto E2 (Santos, 1996), baseando-se em um solo homogêneo para execução da solução analítica aproximada (início camada 2) e da solução analítica (todo o perfil de solo), encontra-se apresentado na Figura B.1.

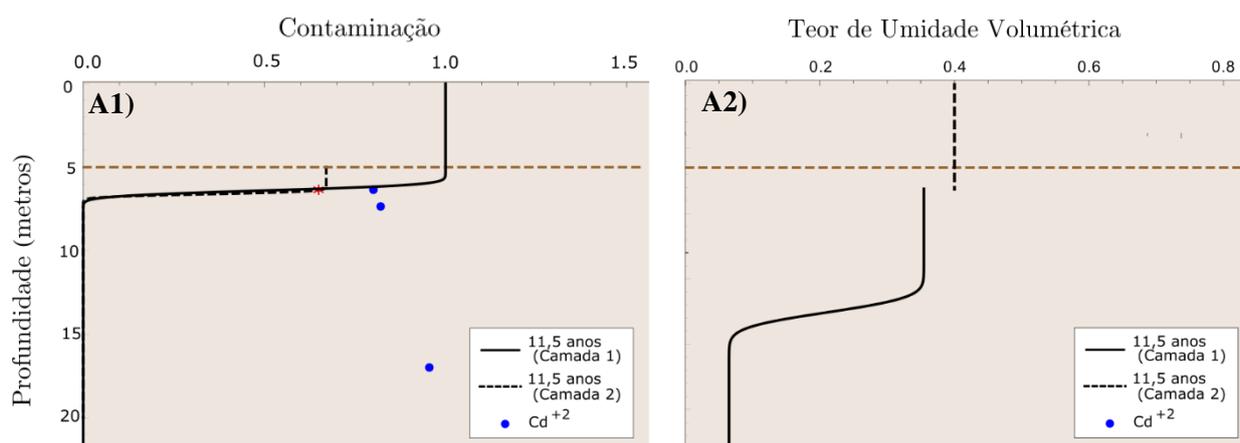


Figura B.1 – Resultado da modelagem regional com análises locais no ponto E2 de Santos (1996) para um meio homogêneo, em que foram plotados os gráficos de concentração normalizada de Cd^{+} (A1) e do teor de umidade volumétrica (A2), ambos em função da profundidade.