

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL URBANA

JACQUELINE BARBOSA DE OLIVEIRA

**ESTUDO PARAMÉTRICO DA CONTAMINAÇÃO NO
ENTORNO DE UM ATERRO SANITÁRIO**

**Salvador
2009**

JACQUELINE BARBOSA DE OLIVEIRA

**ESTUDO PARAMÉTRICO DA CONTAMINAÇÃO NO
ENTORNO DE UM ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana, como requisito para obtenção do Grau de Mestre.
Área de Concentração: Geotecnia do Ambiente Urbano.

Orientação: Profº Dr. Paulo Gustavo Cavalcante Lins

Salvador

2009

Oliveira, Jacqueline Barbosa de
Estudo Paramétrico da Contaminação no Entorno de um Aterro Sanitário /
Jacqueline Barbosa de Oliveira – Salvador, 2009.
85f.

Orientador: Profº Dr. Paulo Gustavo Cavalcante Lins
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2008.

1. Modflow. 2. Modelagem Numérica. 3. Transporte de Contaminantes.

Aos Meus pais,

*Pelos ensinamentos, pelas oportunidades oferecidas, paciência e aguarado
incansável pela minha volta.*

AGRADECIMENTOS

A Bruno Insauro pelo companheirismo, amor, confiança, dedicação e muita paciência já que esteve presente em praticamente toda a realização deste trabalho.

Ao professor Dr. Paulo Gustavo Cavalcante Lins pela orientação, paciência, atenção, ensinamentos, confiança e dedicação.

Ao meu avô Cícero pelo exemplo de vida, conselhos e ensinamentos.

A todos de minha família que tanto me incentivaram a concluir este Mestrado. Em especial ao meu irmão Marcos por cuidar de nossa mãe nesse tempo em que estive distante.

A minha Tia Elza e minha prima Ciça pela hospitalidade, carinho e conselhos.

Aos colegas do Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana – UFBA, pelos bons momentos de descontração.

Aos amigos Antônio, Luciana, Aline, Daniela Lima, Daniela Ladeira, Rosely, Maria do Socorro e Rosane pelo carinho, atenção e hospitalidade.

A amiga Denise Francisca da Silva pela amizade, conselhos, cumplicidade e pelos momentos de aprendizado.

Aos professores Msc. Luiz Aníbal Oliveira e Dr. Roberto Guimarães pelas literaturas fornecidas, compreensão e incentivo.

Ao professor Sandro Lemos Machado pelos relatórios fornecidos.

Ao professor Dr. Ricardo Fernandes Carvalho coordenador atual do mestrado e professor Dr. Roberto Cardoso pelo incentivo e oportunidade de ingresso no curso.

Aos funcionários do laboratório de Geotecnia da UFBA pela atenção nas práticas laboratoriais.

À CAPES pelo apoio financeiro para a realização deste trabalho.

RESUMO

A modelação matemática é uma ferramenta eficaz que pode ser utilizada para monitorar a propagação de contaminantes no subsolo, já que faz uma previsão da propagação das concentrações destes poluentes. Em vista disso, é necessário um estudo contínuo sobre as formas de propagação de contaminantes no solo e as técnicas de remediação e prevenção dessa contaminação. Os modelos de fluxo e transporte podem servir como ferramenta auxiliar desses estudos. O programa PMWIN/MODFLOW, utilizado nesta pesquisa, é uma dessas ferramentas capaz de realizar uma previsão do comportamento de sistemas de águas subterrâneas. Em áreas onde há a disposição de resíduos sólidos existe uma grande dificuldade em se evitar uma contaminação do subsolo e das águas subterrâneas. Utilizando ferramentas computacionais é possível visualizar a extensão e o comportamento de uma pluma de contaminação e realizar inúmeras operações em curto período de tempo, a baixo custo e produzindo resultados bem próximos da realidade. Baseado nessas premissas, o principal objetivo deste trabalho é apresentar um modelo de simulação numérica para o entorno de um aterro sanitário utilizando o programa PMWIN/MODFLOW obtendo assim, como resultado, um modelo numérico simplificado, utilizando diferentes valores de dispersividade, para representar o padrão de fluxo da água subterrânea e a conseqüente evolução de uma pluma de contaminação.

Palavras-Chave: Modelagem matemática, transporte de contaminantes, MODFLOW.

ABSTRACT

The mathematical modeling is an effective tool that can be used to monitor the spread of contaminants in the subsurface, as is an estimate of the spread of concentrations of these pollutants. Therefore, continued study is needed on ways of spreading of contaminants in soil and the techniques for prevention and remediation of such contamination. The flow and transport models can serve as an auxiliary tool such studies. The program PMWIN / MODFLOW, used in this research, is one of those tools capable of performing a prediction of the behavior of groundwater systems. In areas where there is the provision of solid waste is a great difficulty in preventing the contamination of subsoil and groundwater. Using computational tools it is possible to visualize the extent and behavior of a plume of contamination and carry out many operations in a short period of time, the low cost and produce results very close to reality. Based on those assumptions, the main objective of this work is to present a numerical simulation model for the environment of a landfill using the program PMWIN / MODFLOW thereby, as a result, a simplified numerical model, using different values of dispersive to represent the flow pattern of groundwater and the consequent evolution of a plume of contamination.

Key word: Mathematical modeling, transport of contaminants, MODFLOW.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Composição média de resíduos sólidos em países de diferentes níveis de desenvolvimento.....	07
Figura 3.2	Fluxo da água em um aterro sanitário.....	09
Figura 3.3	Curva Característica do Transporte – “Breakthrough Curve”.....	18
Figura 3.4	Erros numéricos comuns em modelagens de transporte de contaminantes.....	23
Figura 3.5	Curva Característica do Transporte com efeito do retardamento da frente de contaminação	25
Figura 3.6	Isoterma de Sorção Linear.....	27
Figura 3.7	Isoterma de Sorção de Freundlich Não-Linear.....	29
Figura 3.8	Isoterma de Sorção de Freundlich Linear.....	29
Figura 3.9	Mapa piezométrico e do campo de fluxo da água subterrânea, obtido a partir de geofísica elétrica para a região do aterro metropolitano central de Salvador.....	39
Figura 3.10	Pacotes e módulos do sistema PMWIN e MODFLOW.....	43
Figura 3.11	Comparação de curvas de chegada calculadas com diferentes valores de dispersividade.....	47
Figura 3.12	Discretização espacial.....	48
Figura 3.13	Frente de contaminação representada por linhas de isovalores de contaminantes para o Cenário 1.....	50
Figura 4.1	Grid utilizado para a simulação.....	52
Figura 4.2	Colocação inicial de partículas móveis.....	55
Figura 4.3	Distribuição de partículas iniciais utilizando um padrão fixo.....	55
Figura 4.4	Relação entre valores de dispersividade longitudinal e o comprimento da trajetória do fluxo.....	59
Figura 4.5	Imagem Satélite de Localização da Área de Estudo.....	60
Figura 4.6	Detalhe da carta geológico-geotécnica do município de Salvador/BA.....	64
Figura 4.7	Detalhe do perfil da área de estudo.....	65
Figura 5.1	Mapa e Cargas Hidráulicas geradas com o MODFLOW.....	67
Figura 5.2	Planta e Perfil do Modelo de grid do MODFLOW.....	68
Figura 5.3	Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 10 anos.....	70
Figura 5.4	Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 20 anos.....	71
Figura 5.5	Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 30 anos.....	72

Figura 5.6	Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 40 anos.....	73
Figura 5.7	Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 50 anos.....	74
Figura 5.8	Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 10 anos.....	76
Figura 5.9	Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 20 anos.....	77
Figura 5.10	Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 30 anos.....	78
Figura 5.11	Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 40 anos.....	79
Figura 5.12	Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 50 anos.....	80
Figura 5.13	Ponto de monitoramento da propagação da concentração em função do tempo.....	88
Figura 5.14	Propagação da concentração em função do tempo para as isotermas de Langmuir e Freundlich.....	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1	Parâmetros de entrada do MODFLOW.....	53
Tabela 4.2	Parâmetros de entrada do MT3DMS para Advecção.....	54
Tabela 4.3	Constantes da Isoterma de Freundlich.....	57
Tabela 4.4	Constantes da Isoterma de Langmuir.....	57

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	01
2 OBJETIVO	05
2.1 Objetivos Específicos.....	05
3 REFERENCIAL TEÓRICO	06
3.1 Resíduos Sólidos e Aterro Sanitário.....	06
3.2 Hidráulica de Meios Porosos.....	10
3.2.1 Lei de Darcy.....	10
3.3 Permeabilidade.....	11
3.4 Anisotropia.....	12
3.5 Transporte de Massa de Poluentes.....	13
3.5.1 Mecanismos Físicos de Atenuação.....	14
3.5.1.1 Advecção.....	14
3.5.1.2 Difusão.....	14
3.5.1.3 Dispersão	16
3.5.1.4 Equação de Advecção-Dispersão para Transporte de Solutos em Meios Porosos Saturados.....	18
3.5.1.5 Procedimento Analítico.....	20
3.5.2 Mecanismos Químicos de Atenuação.....	24
3.6 Ensaios em Laboratório.....	32
3.6.1 Ensaios de Percolação em Coluna.....	32
3.6.2 Ensaios de Equilíbrio em Lote.....	36
3.7 Investigação Geoambiental.....	37
3.8 Modelagem.....	40
4. METODOLOGIA UTILIZADA	51
4.1 Efeito Escala na Dispersividade.....	58
4.2 Modelo Numérico.....	60
4.2.1 Geologia.....	60
4.2.1.1 Depósitos de Cobertura Sedimentar Continental Terciária.....	61
4.2.1.2 Embasamento Cristalino Pré-Cambriano	63
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	66
6. CONCLUSÕES	90
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

1. INTRODUÇÃO

Em razão do crescimento natural da população e pelo grande desenvolvimento urbano e industrial, questões ambientais têm se tornado motivo de grande importância e preocupação em vários países.

A contaminação por resíduos industriais, principalmente metais pesados, é um exemplo, desses problemas do mundo moderno. ANJOS (2003) defende que isto é ocasionado pela falta ou dificuldades na aplicação de políticas específicas para áreas contaminadas.

Essa situação contribui no processo de disponibilização de metais tóxicos ou compostos orgânicos no ciclo hidrológico e na cadeia alimentar, gerando riscos à saúde ambiental.

O tema “contaminação de solos e águas subterrâneas” vem ganhando importância no Brasil pelo aumento crescente de áreas impactadas. De acordo com a CETESB (2001), uma área contaminada define-se como um local onde se comprove poluição ou contaminação pela deposição, acumulação, armazenamento de resíduos ou outras substâncias que causem impactos negativos à saúde e bem estar da população.

As águas de superfície e aquíferos têm sido frequentemente contaminados devido à má disposição de resíduos, como por exemplo, resíduos domiciliares e industriais, transporte e armazenamento de petróleo e seus derivados e disposição de metais tóxicos no solo (RIVERA, 2004).

Embora no Brasil sejam empregadas soluções variadas para os resíduos sólidos urbanos (RSU), a disposição final em aterros controlados ou sanitários, sem tratamento prévio continua sendo bastante utilizado (MATEUS, 2008).

MATEUS (2008) diz ainda que a maioria dos municípios brasileiros dispõe os RSU em aterros controlados ou lixões a céu aberto.

O gerenciamento inadequado dos resíduos tem levado ao aumento das preocupações com o controle ambiental dos mesmos e com a recuperação e remediação das áreas já contaminadas (SILVA, 2005).

A atividade de implantação de aterros para a disposição de resíduos sólidos demanda um monitoramento que disponha de programas de minimização dos impactos ambientais gerados. Os aterros sanitários necessitam de monitoramento constante, desde a fase de implantação, operação até sua pós-operação. O mal funcionamento de um aterro acaba se tornando uma fonte potencial de contaminação. (PROJETO PROSAB, 2002).

Como a utilização de aterros sanitários para disposição final dos resíduos ainda é restrita, a utilização de lixões gera passivos ambientais sendo necessária remediações futuras e mesmo que se utilize aterros sanitários, torna-se necessário um controle de todos os processos que envolvem a disposição dos resíduos principalmente a geração de efluentes (lixiviados e gases) (MATEUS, 2008).

Um dos maiores problemas ambientais observados é a contaminação do solo através da infiltração de lixiviados (chorume) provenientes da decomposição dos resíduos, podendo inclusive chegar a contaminar as águas subterrâneas (PROJETO PROSAB, 2002).

Para isto, é necessário conhecer as propriedades dos resíduos dispostos como também as características geotécnicas e hidrogeológicas do subsolo, garantindo assim um bom funcionamento dos aterros sanitários evitando ao máximo uma contaminação (MATEUS, 2008).

THOMÉ & KNOP (2006) dizem que a compreensão dos mecanismos de transporte de solutos em meios porosos e a análise e simulação numérica do problema, associadas a monitoramento de campo, permitem avaliar a migração de determinados compostos no subsolo e águas subterrâneas.

A simulação matemática é uma ferramenta muito útil para a previsão da evolução das concentrações dos poluentes, sendo capaz de traduzir as

características de transporte e dispersão, contribuindo na definição de sistemas para a proteção de aquíferos (DUARTE *et al.*, 1999).

CARVALHO citado por MATEUS (2008) expõe que a maior dificuldade nos projetos de disposição de resíduos se dá em evitar uma contaminação do subsolo e das águas subterrâneas.

É importante que se utilize ferramentas para auxiliar na simulação e na visualização do problema de contaminação dos solos (CORDAZZO, 2000). Com o auxílio de computadores e software altamente desenvolvidos, é possível realizar inúmeras simulações em curto período de tempo, resolvendo problemas de grande porte, abrangendo áreas extensas com baixos custos (MATEUS, 2008).

Para se visualizar a extensão e o comportamento de uma pluma de contaminação no subsolo é necessário que se conheça os processos de transporte de contaminantes em diversas situações, produzindo resultados bem próximos da realidade a custos baixos (CORDAZZO, 2000).

Baseado nessas premissas, o principal objetivo deste trabalho é apresentar um estudo paramétrico da contaminação para o entorno de um aterro sanitário utilizando o programa MODFLOW / PMWIN, obtendo assim, como resultado, uma simulação simplificada, utilizando diferentes valores de dispersividade, para representar o padrão de fluxo da água subterrânea e a conseqüente evolução de uma pluma de contaminação.

Considera-se na simulação o fenômeno da advecção-dispersão e sorção. Através do MODFLOW obtém-se o campo de cargas hidráulicas do problema estudado.

Esta Dissertação está dividida em seis capítulos e as Referências Bibliográficas. Capítulo 1, Introdução. O Capítulo 2 apresenta os Objetivos desta dissertação.

No Capítulo 3 encontra-se uma Revisão da Literatura sobre o assunto abordado neste trabalho. No Capítulo 4 temos a Metodologia utilizada no desenvolvimento da pesquisa. Os Resultados encontram-se no Capítulo 5 e finaliza-se este trabalho com Conclusões e Considerações expostas no Capítulo 6 .

2. OBJETIVO

Apresentar uma simulação numérica simplificada, utilizando diferentes valores de dispersividade na área do entorno de um aterro sanitário, para representar o padrão de fluxo da água subterrânea e a conseqüente evolução de uma pluma de contaminação utilizando o programa MODFLOW / PMWIN,

2.1 Objetivos Específicos

1) estudo paramétrico da influência da dispersividade e efeito escala da dispersividade no padrão de contaminação das águas subterrâneas;

2) estudo da atenuação do processo de contaminação do solo utilizando as isotermas de Freundlich e Langmuir.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Resíduos Sólidos e Aterro Sanitário

O possível descarte de resíduos em qualquer estado, incluindo o lixo doméstico está intimamente relacionado com poluentes encontrados no ar, em águas naturais, em solos e sedimentos poluídos (BAIRD, 2002).

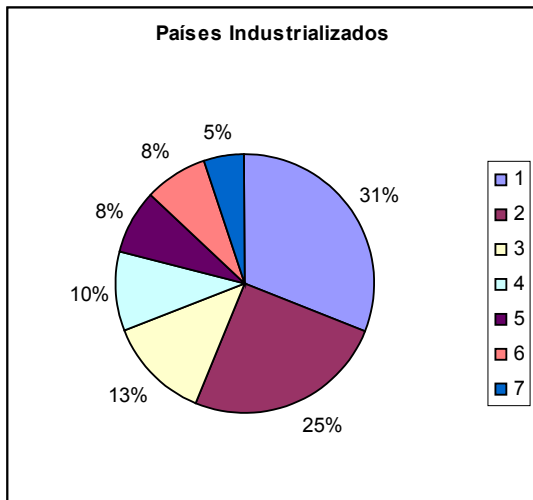
BAIRD (2002) comenta que a contaminação do solo por resíduos ocorre desde os tempos dos romanos quando foram escavados minérios para extração de metais que eram refinados por fusão e que poluíram áreas da região com resíduos provenientes das minas. Lembra ainda que, no início da revolução industrial, na Europa, a produção de materiais e produtos químicos provocou muita poluição.

Nos Estados Unidos há por volta de 300 mil tanques subterrâneos contendo resíduos perigosos, onde a Agência de Proteção Ambiental Norte Americana – USEPA através do programa *superfund*, são responsáveis por remediar estes sítios de disposição de resíduos (BAIRD, 2002).

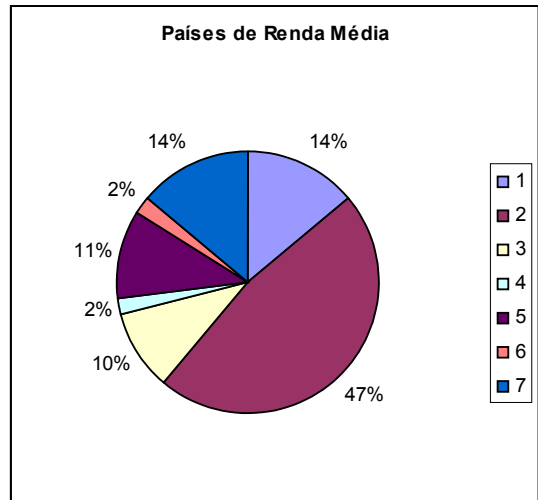
De acordo com a ABNT, resíduos sólidos são:

“aqueles resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível” (ABNT NBR 10004, 1987).

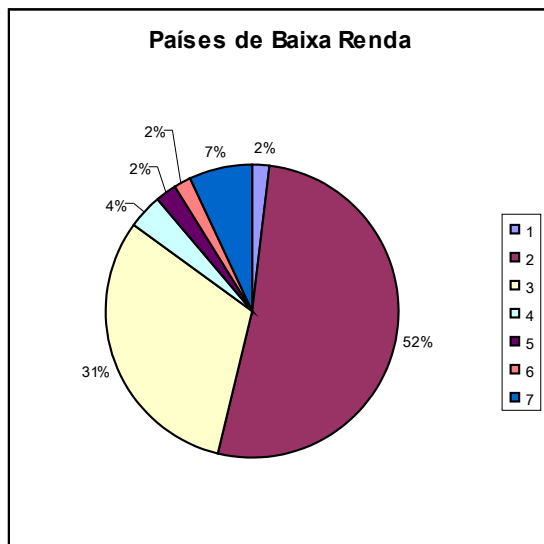
A Figura 3.1 mostra os tipos de resíduos sólidos que normalmente são gerados em países de diferentes níveis de desenvolvimento econômico.



(a)



(b)



(c)

- 1 Papel
- 2 Vegetal
- 3 Outros
- 4 Vidro
- 5 Plástico
- 6 Metais
- 7 Têxtil, borracha, couro e madeira

Figura 3.1 – Composição média de resíduos sólidos em países de diferentes níveis de desenvolvimento (adaptado de BAIRD, 2002).

O principal método usado para armazenar os resíduos sólidos urbanos é a disposição em aterros sanitários e em alguns casos em lixões.

Aterros sanitários são grandes escavações no solo que, quando estão totalmente preenchidas são cobertas com solo e/ou argila (BAIRD, 2002).

DANIEL (1993) define aterro sanitário como sendo uma área para disposição de rejeitos em que os resíduos são dispostos em células com extensão e espessura acima de 5m e dentro de cada célula, o resíduo é revestido com uma camada grossa de solo de 150 a 300mm (cobertura diária) no final de cada dia.

O objetivo de um aterro sanitário é conter os resíduos de maneira que proteja a saúde humana e o meio ambiente.

A disposição incorreta e/ou manuseio indevido de resíduos sólidos podem gerar sérios problemas para o ambiente, provocando, por exemplo, grande impacto nas águas subterrâneas (OLIVEIRA, 2001).

Os lixiviados (chorume) são líquidos provenientes da umidade natural dos resíduos sólidos, água de constituição dos diferentes materiais que sobram durante o processo de decomposição e líquido proveniente de materiais orgânicos pelas enzimas expelidas pelas bactérias (PROJETO PROSAB, 2003).

OLIVEIRA (2001) comenta que o lixiviado apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas (metais pesados). Esse líquido contém contaminantes dissolvidos, em suspensão e microbianos, extraídos dos resíduos sólidos, contém ainda, ácidos orgânicos voláteis, como ácido acético e vários ácidos graxos, bactérias, metais pesados e sais de íons inorgânicos comuns, como Ca^{2+} (BAIRD, 2002).

O chorume proveniente de aterros sanitários possuem alta demanda de oxigênio, tanto quanto concentrações relativamente altas de metais pesados (BAIRD, 2002).

A quantidade de líquido lixiviado produzido em um aterro depende de vários fatores como: condições meteorológicas do local; geologia e geomorfologia; condições de operação do aterro; idade e natureza dos resíduos sólidos; topografia; qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos da população. A composição do chorume pode diferenciar de um aterro para outro em função da qualidade e características dos resíduos (OLIVEIRA, 2001).



Figura 3.2 - Fluxo da água em um aterro sanitário (OLIVEIRA, 2001).

O processo de percolação em aterros sanitários ocorre quando a água ultrapassa a capacidade de retenção da umidade do material alterado representado pelos resíduos sólidos. A infiltração e a percolação dos líquidos podem ser favorecidas ou não, dependendo das características do solo usado como material de cobertura dos resíduos sólidos (PROJETO PROSAB, 2003). A Figura 3.2 mostra o fluxo de água em um aterro sanitário.

3.2 Hidráulica de Meios Porosos

3.2.1 Lei de Darcy

No ano de 1856 o engenheiro Henry Darcy foi o primeiro a estabelecer uma equação que permite quantificar o movimento da água em materiais porosos saturados (RIVERA, 2004).

A verificação experimental da Lei de Darcy consistiu em percolar água através de uma amostra de solo que flui a uma taxa Q através de um cilindro de área A com areia e dois piezômetros um na entrada e um na saída a uma distância L (TODD & MAYS, 2005). Os experimentos de Darcy resultaram na equação abaixo:

$$Q = -kA \frac{dh}{dl} \quad (3.1)$$

Ou simplesmente:

$$v = \frac{Q}{A} = -k \frac{dh}{dl} \quad (3.2)$$

Onde v é a velocidade de Darcy; k é a condutividade hidráulica, uma constante que serve como medida da permeabilidade do meio poroso; e dh/dl é o gradiente hidráulico. A lei de Darcy aplica-se ao fluxo laminar em meios porosos.

O sinal negativo na equação serve para indicar que o sentido de movimento é contrário ao do crescimento do potencial hidráulico.

3.3 Permeabilidade

A permeabilidade de uma rocha ou de um solo é a capacidade com que um líquido passa por ela. Esta é uma propriedade somente do meio e depende das propriedades do fluido (TODD & MAYS, 2005).

Para se evitar confusões entre condutividade hidráulica e propriedades da água subterrânea, a permeabilidade intrínseca k pode ser expressa como:

$$k = \frac{K\mu}{\rho g} \quad (3.3)$$

Onde K é a condutividade hidráulica, μ é viscosidade dinâmica, ρ a densidade do fluido e g a aceleração da gravidade. Introduzindo-se à equação 3.2, resulta-se:

$$k = -\frac{\mu v}{\rho g (dh/dl)} \quad (3.4)$$

O qual suas unidades são:

$$k = -\frac{(kg/ms)(m/s)}{(kg/m^3)(m/s^2)(m/m)} = m^2 \quad (3.5)$$

Assim, a permeabilidade intrínseca possui unidades de área. Porque valores de k na equação 3.5 são pequenos, o U.S.G.S expressa k em micrometros quadrado (μm^2) = $10^{-12} m^2$.

3.4 Anisotropia

Para materiais geológicos isotrópicos o valor de k é o mesmo em todas as direções. Assim a Lei de Darcy pode ser escrita para o caso tridimensional na seguinte forma:

$$\begin{Bmatrix} v_x \\ v_y \\ v_z \end{Bmatrix} = \begin{bmatrix} k & 0 & 0 \\ 0 & k & 0 \\ 0 & 0 & k \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} \frac{dh}{dx} \\ \frac{dh}{dy} \\ \frac{dh}{dz} \end{Bmatrix} \quad (3.6)$$

Para o caso de anisotropia, onde os eixos de permeabilidade principais coincidem com os eixos cartesianos a equação toma a forma:

$$\begin{Bmatrix} v_x \\ v_y \\ v_z \end{Bmatrix} = \begin{bmatrix} k_x & 0 & 0 \\ 0 & k_y & 0 \\ 0 & 0 & k_z \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} \frac{dh}{dx} \\ \frac{dh}{dy} \\ \frac{dh}{dz} \end{Bmatrix} \quad (3.7)$$

Para o caso mais genérico,

$$\begin{Bmatrix} v_x \\ v_y \\ v_z \end{Bmatrix} = \begin{bmatrix} k_{xx} & k_{xy} & k_{xz} \\ k_{yx} & k_{yy} & k_{yz} \\ k_{zx} & k_{zy} & k_{zz} \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} \frac{dh}{dx} \\ \frac{dh}{dy} \\ \frac{dh}{dz} \end{Bmatrix} \quad (3.8)$$

3.5 Transporte de Massa de Poluentes

A água que percola no subsolo de aterros sanitários, é um dos principais meios de transporte dos contaminantes, contribuindo para a propagação da pluma de contaminação (FANTINATTI NETO, 2007).

Entretanto, o movimento dos poluentes no subsolo não depende apenas do fluxo do fluido, mas também de mecanismos que por sua vez dependem de processos físicos, químicos e biológicos aos quais essas substâncias são submetidas (PROJETO PROSAB, 2003).

FANTINATTI NETO (2007) diz ainda que, as fontes contaminantes são diversas, sendo necessário conhecer as condições do meio, contaminação e fluxo, além das propriedades do contaminante e do solo.

O transporte de contaminantes em meios porosos é controlado por uma variedade de processos: físicos, químicos e biológicos, embora, a maioria dos modelos de transporte de contaminantes em meios porosos utilizados, consideram apenas os processos físicos de advecção e dispersão hidrodinâmica e os processos químicos de sorção e decaimento (FANTINATTI NETO, 2007).

3.5.1 Mecanismos Físicos de Atenuação

Dentre os processos físicos temos o transporte por advecção, difusão molecular e transporte por mistura mecânica ou dispersão.

3.5.1.1 Advecção

Advecção é o mecanismo de transporte onde os contaminantes se movem com os vetores de fluxo, em direção das linhas de fluxo e guardam uma relação direta com a velocidade de percolação no solo (AZAMBUJA, 2000).

Os solutos fluem com a água subterrânea e é expressa pela Lei de Darcy (TODD & MAYS, 2005).

3.5.1.2 Difusão

TODD & MAYS (2005) definem difusão como sendo a migração das espécies químicas de uma zona com concentração mais elevada para uma zona com concentração mais baixa, independentemente da velocidade do fluido e visando equalizar a concentração em toda a massa de fluido. A 1ª Lei de Fick descreve a difusão do soluto para condições de fluxo permanente:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad (3.9)$$

Onde F é o fluxo de massa do soluto por unidade de área por unidade de tempo ($M/L^2/T$); D é o coeficiente de difusão (M/L^3); e dC/dx é o gradiente de concentração ($M/L^3/L$).

Aplica-se a 2ª Lei de Fick para descrever a variação da concentração com o tempo dentro do fluxo no processo de difusão:

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

Onde $\partial C / \partial t$ é a variação na concentração com o tempo.

As expressões da 1ª e a 2ª Lei de Fick são unidimensionais, mas podem ser expressas geralmente em três dimensões.

D^* é o coeficiente de difusão efetiva, expresso pela equação:

$$D^* = \omega D \quad (3.11)$$

onde, ω é o coeficiente empírico (<1)

Os processos de difusão molecular e dispersividade mecânica caminham juntos quando se trata de fluxo da água subterrânea, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica D_L tem relevância em ambos os processos (TODD & MAYS, 2005) e é expresso por:

$$D_L = \alpha_L \bar{v} + D^* \quad (3.12)$$

onde, α_L é a dispersividade dinâmica longitudinal, uma propriedade característica em meios porosos; \bar{v} é a velocidade linear média da água subterrânea; e D^* , difusão molecular (coeficiente de difusão efetiva ou coeficiente de difusão aparente).

Para se encontrar um valor aproximado para α_L , temos:

$$\alpha_L = 0,1L \quad (3.13)$$

onde, L é o comprimento do trajeto do fluxo (m).

PALMA & ZUQUETTE (2005) afirmam que a dispersividade é um parâmetro difícil de ser obtido, já que este depende da escala, do grau de heterogeneidade e anisotropia do meio físico.

3.5.1.3 Dispersão

Dispersão hidrodinâmica é o mecanismo responsável pelo espalhamento dos contaminantes (diluição) que ocorre durante o transporte em meio poroso, sendo função da variação da velocidade de percolação. O processo de dispersão é a soma da dispersão mecânica e da difusão molecular efetiva (PALMA & ZUQUETTE, 2005), (TODD & MAYS, 2005).

A dispersão hidrodinâmica pode ser avaliada por meio do coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_L) que nada mais é que a soma da dispersão mecânica e a difusão molecular (COSTA, 2002).

Dispersão mecânica ocorre quando mistura a água subterrânea contaminada com não contaminada, resultando na diluição do contaminante (TODD & MAYS, 2005).

Inicialmente, o líquido com soluto ocupa uma região determinada com uma interface abrupta separando-a da região sem soluto, devido à dispersão hidrodinâmica, uma zona de transição cada vez mais larga vai sendo criada, através da qual a concentração de soluto varia do valor inicial para a do líquido ao redor (MONDELLI, 2004).

MONDELLI (2004) diz ainda que o processo de dispersão mecânica é anisotrópico, depende da direção, mesmo que o meio poroso seja isotrópico com respeito às propriedades de textura e condutividade hidráulica, porque a dispersão é mais forte na direção do fluxo (dispersão longitudinal) que nas direções normais ao fluxo (dispersão transversal).

Em baixas velocidades, no entanto, onde a difusão molecular é o mecanismo dispersivo dominante (TODD & MAYS, 2005), os coeficientes de dispersão longitudinal e transversal são aproximadamente iguais.

Ensaio em coluna podem ser realizados em laboratório para representar a variação temporal da concentração de um soluto em uma coluna com material poroso, resultando em uma curva chamada curva característica do soluto ou curva de penetração (DANIEL, 1993). A representação esquemática da curva de chegada encontra-se apresentada na Figura 3.3.

Dispersão em meios porosos refere-se ao espalhamento dos contaminantes sobre uma grande região que será prognosticada unicamente a partir do vetor velocidade média da água subterrânea (ANDERSON citado por ZHENG & WANG, 1999).

A dispersão é causada pela dispersão mecânica, os desvios resultantes da velocidade atual da micro-escala da velocidade média da água subterrânea, e da difusão molecular dirigida por gradientes de concentração. A difusão molecular é geralmente secundária e negligente comparada aos efeitos da dispersão mecânica, e somente vem a ser importante quando a velocidade da água subterrânea é muito baixa. A soma da dispersão mecânica e difusão molecular é designada dispersão hidrodinâmica ou simplesmente dispersão (ZHENG & WANG, 1999).

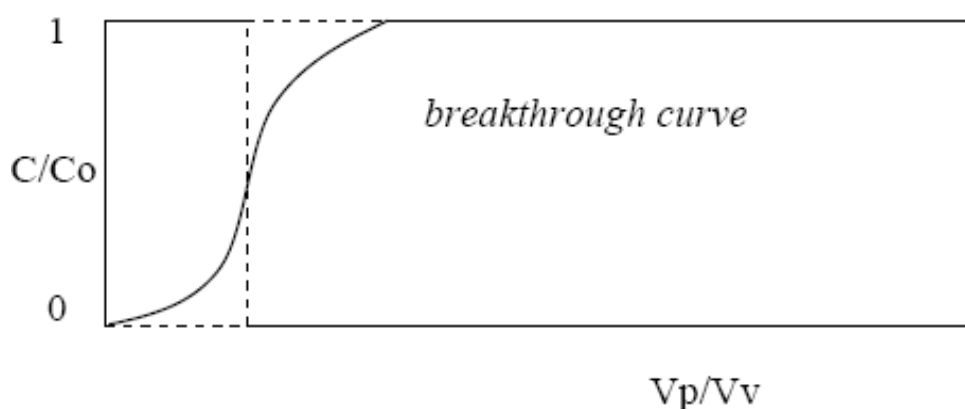


Figura 3.3 – Curva Característica do Transporte – “Breakthrough Curve” (Costa, 2002).

3.5.1.4 Equação de Advecção-Dispersão para Transporte de Solutos em Meios Porosos Saturados

A maioria dos modelos de transporte de poluentes em solos utiliza métodos numéricos (diferenças finitas e elementos finitos) para sua resolução. Independente do método a ser aplicado é necessário, primeiramente, que se conheça os parâmetros a serem utilizados no estudo de contaminação de um aquífero qualquer. Os modelos numéricos auxiliam na obtenção dos parâmetros da equação do transporte de contaminantes em ensaios de laboratório, como ensaios de percolação em coluna e ensaios de equilíbrio em lote (PROJETO PROSAB, 2002).

O modelo que mais é utilizado para descrever o transporte de poluentes em meios porosos é o modelo unidimensional advecção-dispersão.

A equação que descreve o transporte de substâncias dissolvidas no meio poroso é a equação da advecção-dispersão, que inclui o efeito dos processos de retardamento (PROJETO PROSAB, 2003).

A equação do transporte em solo saturado, homogêneo, em condição de fluxo permanente, para o caso unidimensional é:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.14)$$

A qual pode ser expressa ao longo das linhas de fluxo utilizando $L = x$, onde L é a coordenada de direção ao longo do fluxo. D_L é o coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal e \bar{v}_x a velocidade média linear ao longo do fluxo.

Em muitos problemas de transporte de contaminantes em águas subterrâneas, o termo da advecção, na equação do transporte, é dominante sobre os outros termos (ZHENG & WANG, 1999).

A Equação 3.14 pode ser modificada para incluir reações de sorção e decaimento (FETTER, 1999) e pode ser expressa como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn} \quad (3.15)$$

(dispersão)
(advecção)
(sorção)
(reação)

Onde,

C – concentração do soluto na fase líquida;

t – tempo;

D_L – coeficiente de dispersão longitudinal;

v_x – velocidade média da água subterrânea;

B_d – densidade volumétrica do aquífero;

θ – quantidade de umidade ou porosidade do meio saturado;

C^* – quantidade de soluto sorvido por unidade de massa sólida;

rxn – subscrito que indica reação química ou biológica (outra que não sorção).

O primeiro termo do lado direito da Equação 3.15, representa a dispersão do soluto, o segundo termo é a advecção do soluto, o terceiro termo é a transferência do soluto da fase líquida para as partículas sólidas através da sorção e o último termo apenas indica que pode haver alteração da concentração do soluto com o tempo devido a reações químicas ou biológicas ou decaimento radioativo.

3.5.1.5 Procedimento Analítico

Para se resolver qualquer equação diferencial dependente do tempo, necessita-se de condições de contorno do sistema a ser estudado e as condições de início do processo físico onde a definição precisa destas condições torna-se a parte mais importante do processo de simulação do transporte de solutos e escoamento das águas subterrâneas (CORDAZZO, 2000).

Durante ensaios em laboratório para o caso de uma concentração constante de contaminante (C_0) na entrada de uma coluna contendo uma amostra de solo saturado, na condição de fluxo permanente e unidimensional (PROJETO PROSAB, 2002), as condições de contorno são:

Condição inicial	$C(x,0) = 0$	$x \geq 0$
Condições de contorno	$C(0,t) = C_0$	$t \geq 0$
Condições de contorno	$C(\infty,t) = 0$	$t \geq 0$

A solução analítica para a equação 3.14 é:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x-vt}{2\sqrt{D_L t}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D_L} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x+vt}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] \quad (3.16)$$

onde,

x – posição [m]

v – velocidade de Darcy [m/s]

t – tempo [s]

D_L – Coeficiente de Dispersão Hidrodinâmica Longitudinal [m^2/s]

C_0 – Concentração inicial [mg/l]

$C(x,t)$ - Concentração a uma distância x para um tempo t [mg/l]

Note que o termo da função exponencial é o número de *Peclet* (P_e).

$$P_e = \frac{\bar{v}_L x}{D_L} \quad (3.17)$$

Para se medir o quanto a advecção é dominante na equação do transporte de solutos, utiliza-se usualmente o número de *Peclet* (ZHENG & WANG, 1999).

Para números de *Peclet* grandes ($P_e > 100$) indica advecção dominante. Quando a advecção é dominante o segundo termo do lado direito da equação 3.15 torna-se muito pequeno.

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - vt}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] \quad (3.18)$$

ZHENG & WANG (1999) dizem ainda que, em casos de advecção pura, o número de *Peclet* tende ao infinito.

O MT3DMS possui várias opções de solução que superam ambas dispersão numérica e a oscilação artificial dos problemas. A Figura 3.4 mostra um exemplo de dispersão numérica e oscilação artificial adaptado de ZHENG & WANG (1999).

O Método das Características (MOC) é altamente eficaz para eliminar a dispersão numérica em problemas de advecção dominante.

O Método TVD (Total Variational Diminishing) de 3ª ordem é utilizado para resolver o termo advecção, enquanto os outros termos são resolvidos por diferenças finitas (CARVALHO, 2005).

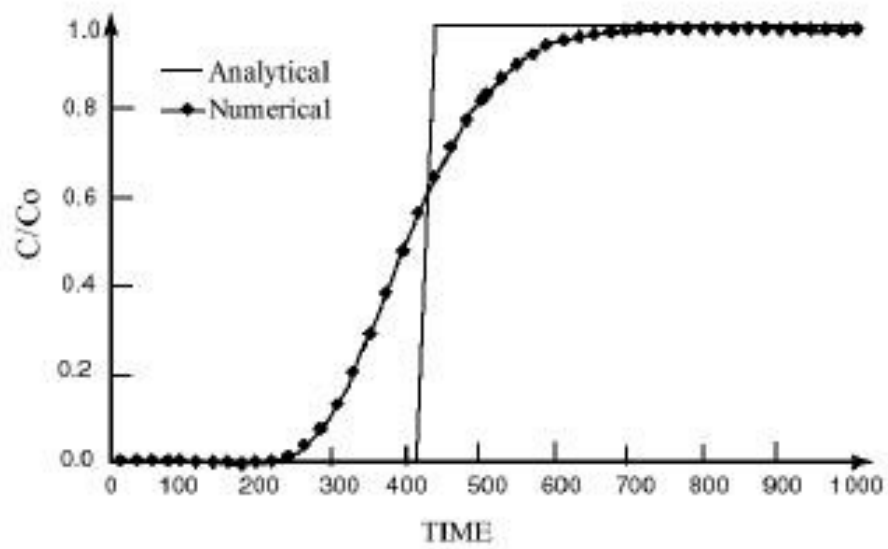
Esse método baseado na extrapolação de variáveis e são adaptados para utilização com malhas estruturadas e não-estruturadas em problemas de transporte de fluidos em meios porosos (CHIANG, 2005).

CARVALHO (2005) diz que o método TVD implementa um fluxo universal limitado, minimizando a dispersão numérica e a oscilação artificial.

Quando a dispersão numérica não é um problema significativo, o método de diferenças finitas padrão pode ser usado com uma eficiência computacional poderosa (quando utiliza-se um *grid* pequeno ou a dispersão física é grande) (CHIANG, 2005).

O método TVD apresenta resultados numéricos mais acurados para a representação dos termos advectivos do que os obtidos com os esquemas de 1ª ordem (CARVALHO, 2005).

(a) Effect of numerical dispersion



(b) Effect of artificial oscillation

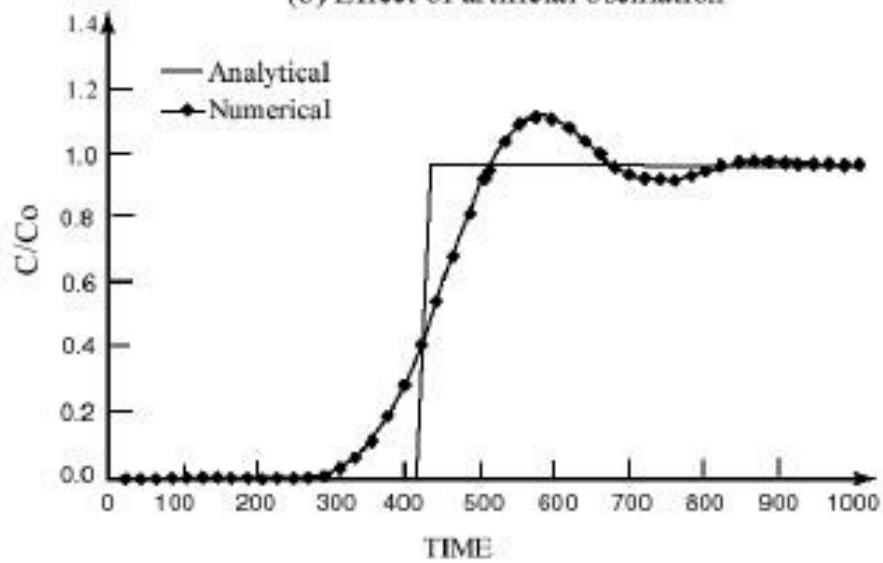


Figura 3.4 – Erros numéricos comuns em modelagens de transporte de contaminantes (ZHENG & WANG, 1999).

3.5.2 Mecanismos Químicos de Atenuação

As reações que envolvem os processos químicos causam retardamento do fenômeno de transporte de poluentes em solos e dependem do tipo de solo e do contaminante (PROJETO PROSAB, 2003).

Dentre os processos químicos temos: as reações de sorção-dessorção e precipitação-dissolução podem causar transferência real de poluente da fase líquida para a fase sólida; oxirredução, complexação e quelação (que podem afetar a disponibilidade dos poluentes para os processos de transferência ou alterando a forma do poluente, aumentando ou diminuindo seus efeitos na contaminação) (PROJETO PROSAB, 2002).

SILVA, VIDAL & QUEIROZ (2004) definem sorção como sendo a interação (impregnação) do poluente com o sólido. Este fenômeno consiste na atenuação do avanço da pluma de contaminação.

A sorção é um fenômeno de retardamento em que a velocidade das espécies químicas é menor que a velocidade da água subterrânea (FANTINATTI NETO, 2007). A sorção pode ser dividida em adsorção e absorção.

Absorção ocorre quando há penetração do contaminante no sólido (CORDAZZO, 2000). Este processo pode ser reversível, implicando na dessorção de cátions e ânions em função de mudanças de pH (PROJETO PROSAB, 2002).

Ocorre quando o poluente espalha-se dentro do sólido (poroso) e observa-se uma proporção entre a massa absorvida pelo volume de matéria orgânica e a concentração de equilíbrio na água em contato com o solo (SILVA, VIDAL & QUEIROZ, 2004).

Adsorção é o processo pelo qual o soluto adere às superfícies dos sólidos devido às forças de atração aí existentes (SILVA, VIDAL & QUEIROZ, 2004), é o acúmulo de contaminante na superfície do sólido (CORDAZZO, 2000). É o principal mecanismo de retenção de metais em solução (THOMÉ & KNOP, 2006).

A adsorção é caracterizada pelo retardo criado a partir da retenção de contaminantes orgânicos na fase representada pela matriz sólida (CORDAZZO, 2000). A Figura 3.5 ilustra a Curva Característica do Transporte incluindo o efeito do retardamento da frente de contaminação.

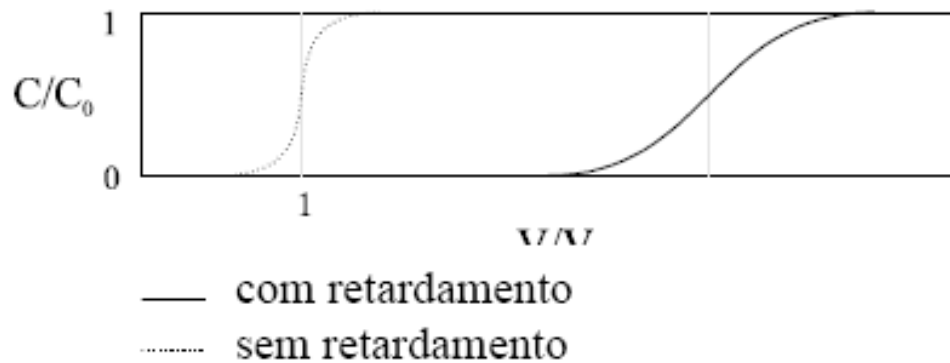


Figura 3.5 – Curva Característica do Transporte com efeito do retardamento da frente de contaminação (Costa, 2002).

O valor do Fator de Retardamento pode ser retirado diretamente da curva característica de transporte obtida a partir de ensaios de coluna realizados em laboratório (COSTA, 2002).

Como a sorção normalmente se processa a temperatura constante (COSTA, 2002), as curvas obtidas e suas expressões matemáticas equivalentes são chamadas de isotermas de sorção.

As equações das isotermas são expressas em termos de concentração adimensional (COSTA, 2002).

Há três tipos de isotermas de sorção a serem consideradas: Isoterma de sorção Linear, de Freundlich e Langmuir.

A Isoterma Linear pode ser obtida através da Equação 3.19:

$$C^* = K_d C \quad (3.19)$$

Onde,

C^* – massa de soluto sorvido por unidade de massa seca de sólido;

K_d – coeficiente de distribuição;

C – concentração do soluto em solução.

O coeficiente de distribuição quantifica a distribuição do soluto entre as fases aquosa e sólida (COSTA, 2002).

A isoterma linear é mais indicada para casos de concentrações baixas de contaminante (CORDAZZO, 2000) e para sólidos com baixo potencial de sorção (potencial da sorção aumenta uniformemente com o aumento da concentração).

Na Figura 3.6, temos a representação de uma Isoterma Linear.

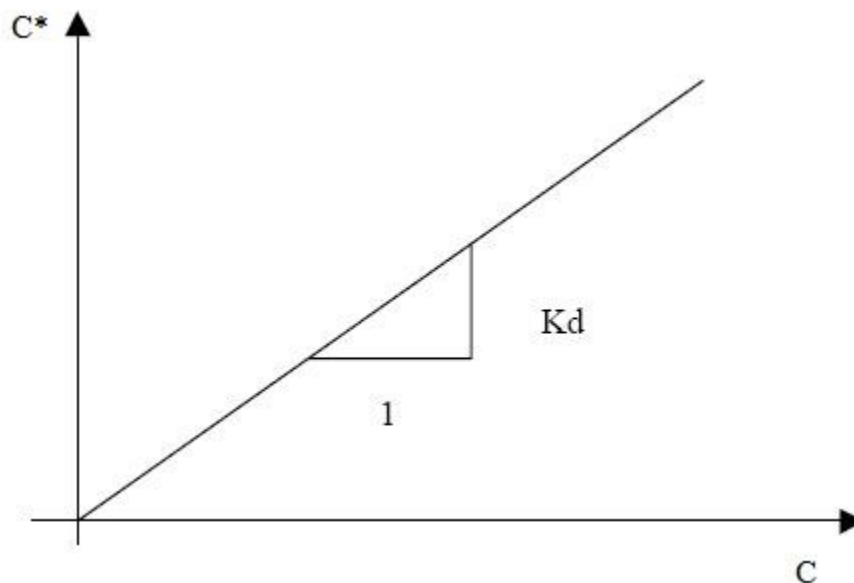


Figura 3.6 – Isoterma de Sorção Linear (Costa, 2002).

O retardamento se caracteriza por um parâmetro denominado *Fator de Retardamento*, R_d , adimensional que, para a Isoterma de Sorção Linear, representa a velocidade da água subterrânea, V em relação à velocidade de transporte do

contaminante, V_c (FANTINATTI NETO, 2007), (FETTER, 1999) e é dado pela equação 3.20:

$$R = \frac{V}{V_c} \quad (3.20)$$

A Equação 3.20 tem sido utilizado em muitos estudos para avaliar a capacidade de retenção de contaminantes por parte dos solos (FETTER, 1999), incluindo os processos de adsorção e precipitação que sofre influência da concentração inicial, atividade do solo e pH da solução (COSTA, 2002).

A Isoterma de Sorção de Freundlich pode ser linear e não linear e é obtida pela expressão abaixo:

$$C^* = KC^N \quad (3.21)$$

ou

$$\log C^* = \log K + N \log C \quad (3.22)$$

K_f – constante de Freundlich;

n – coeficiente obtido experimentalmente.

Quando utiliza-se a Equação 3.21 obtêm-se a Isoterma de Sorção de Freundlich Não Linear e quando utiliza-se a Equação 3.22 temos a Isoterma de Sorção de Freundlich Linear como mostra a Figura 3.7 e 3.8.

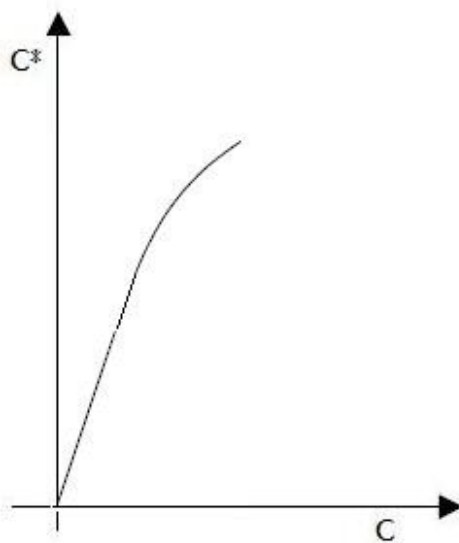


Figura 3.7 – Isotherma de Sorção de Freundlich Não-Linear (Costa, 2002).

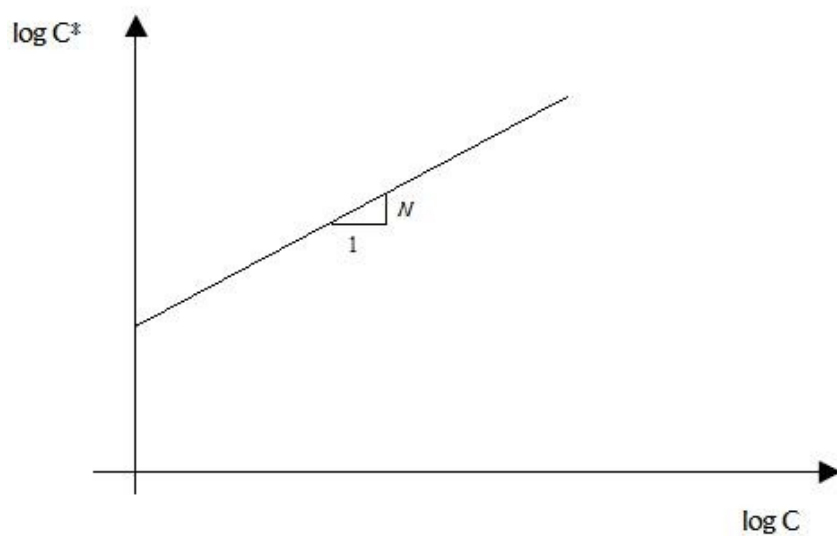


Figura 3.8 – Isotherma de Sorção de Freundlich Linear (Costa, 2002).

FETTER (1999) apresenta a seguinte expressão para o Fator de Retardamento da Isotherma de Sorção de Freundlich, R_f :

$$1 + \frac{B_d K N C^{N-1}}{\theta} = R_f \quad (3.22)$$

A Isotherma de Sorção de Langmuir baseia-se no conceito de que uma superfície sólida possui um número finito de situações de sorção. Quando todas

estas situações já estiverem cheias, a superfície deixará de sorver o soluto da solução (FETTER, 1999). A Isoterma de Langmuir pode ser expressa por:

$$C^* = \frac{\alpha \beta C}{1 + \alpha C} \quad (3.23)$$

O Fator de Retardamento para a Isoterma de Sorção de Langmuir é:

$$1 + \frac{B_d}{\theta} \left(\frac{\alpha \beta}{(1 + \alpha C)^2} \right) = R_L \quad (3.24)$$

Em todos os modelos, lineares ou não, é necessário que haja uma calibração dos parâmetros, para que se tenha uma descrição dos fenômenos o mais próximo possível da realidade (CORDAZZO, 2000).

A precipitação consiste no desprendimento de substâncias inicialmente em solução (COSTA, 2002), consiste em uma reação química que ocorre em duas fases: nucleação e crescimento de partículas, formando uma nova substância e se a substância que se formar for solúvel, só será transferida para a parte sólida na condição de supersaturação e se for insolúvel, passará imediatamente para a fase sólida (MATEUS, 2008).

MATEUS (2008) considera ainda que metais pesados podem formar precipitados na água subterrânea com o aumento de pH, incorporando íons da solução pelo efeito da co-precipitação, sendo importante para a fixação de metais pesados e substâncias radioativas no solo.

COSTA (2002) considera que os processos de óxido-redução, complexação-quelação afetem a disponibilidade dos poluentes nos processos de transferência ou alterando a forma do poluente podendo aumentar ou diminuir seus efeitos de contaminação.

Os processos de oxidação-redução estão relacionados com perda (oxidação) e ganho (redução) de elétrons. Quando há mudanças no potencial redox (Eh) e/ou do pH, a solubilidade e mobilidade dos metais podem ser afetados e podem ser precipitados como espécies oxidadas ou reduzidas (MATEUS, 2008).

Em MATEUS (2008) temos que as reações de complexação-quelação facilitam o transporte de metais e a mobilidade de diversos contaminantes orgânicos em superfície.

São reações em que um cátion central se combina com vários ânions ou moléculas (ligantes) por ligação covalente. A complexação seria o processo em que os ligantes possuem apenas um átomo envolvido na reação e quelação em que há a participação de mais de um átomo na reação (MATEUS, 2008).

Os complexos formados podem ser solúveis ou insolúveis. O elemento complexado solúvel possui mais facilidade de avançar através do solo devido a diminuição da sorção e os quelatos podem influenciar na assimilação dos metais no solo (MATEUS, 2008).

A maioria dos solos são compostos principalmente por partículas pequenas provenientes das rochas expostas ao intemperismo, que são os silicatos minerais. A capacidade de um solo trocar cátions denomina-se Capacidade de Troca Catiônica (CTC) que significa a quantidade de cátions que são adsorvidos reversivelmente por unidade de massa do material seco (BAIRD, 2002).

BAIRD (2002) comenta que normalmente o destino final dos metais pesados é a deposição em solos e sedimentos e acumulam-se frequentemente na camada superior do solo sendo acessíveis para as raízes das plantas.

BAIRD (2002) diz que os metais pesados são retidos no solo por adsorção sobre as superfícies das partículas minerais; por complexação pelas substâncias húmicas das partículas orgânicas; e, por reações de precipitações já discutidas anteriormente.

3.6 Ensaios em Laboratório

Normalmente, realizam-se ensaios em laboratório de permeabilidade e compatibilidade para determinação dos parâmetros do transporte de poluentes no solo (MONDELLI, 2004).

MONDELLI (2004) recomenda que ensaios de compatibilidade devam ser realizados para se verificar a percolação dos poluentes nas propriedades e características geotécnicas do solo, onde a percolação de uma solução em solo pode modificar as suas características geotécnicas. Realizam-se ensaios de granulometria, limites de Atterberg, permeabilidade, resistência ao cisalhamento entre outros.

Entre os ensaios de laboratório utilizados para determinação do transporte de poluentes, serão considerados nesta pesquisa, os ensaios de percolação em coluna e de equilíbrio em lote.

3.6.1 Ensaios de Percolação em Coluna

Os ensaios de percolação em coluna consistem na percolação de soluções de concentrações conhecidas em colunas de solos compactados. Estas soluções são analisadas e por comparação com as concentrações inicialmente aplicadas, constroem-se curvas de chegada, a partir das quais se obtém os parâmetros de transporte relativos ao material e aos solutos (PARAGUASSÚ, BOFF & ZUQUETTE, 2002).

Os ensaios de coluna referem-se à medição dos parâmetros de transporte que descrevem a migração de espécies químicas através de um meio poroso, em condições controladas de laboratório (SHACKELFORD citado por AZEVEDO *et al.*, 2003), são ensaios com simples execução que, podem ser demorados e com custo alto, pois requerem medições periódicas durante sua duração que, dependendo do caso, pode levar algumas semanas ou meses (AZEVEDO *et al.*, 2003).

Os ensaios de coluna são utilizados para avaliar a contaminação dos subsolos. Para a realização dos ensaios de coluna devem ser coletadas amostras indeformadas de solo natural da área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos (PROJETO PROSAB, 2003).

Os ensaios de coluna têm início com a percolação de água destilada através da amostra com o objetivo de saturar a mesma antes de iniciar a percolação com soro (solução de contaminantes) e determinar sua condutividade hidráulica nessa condição. Durante o ensaio de permeabilidade com água, medem-se os volumes de entrada e de saída ao longo do tempo (PROJETO PROSAB, 2003).

Quando é atingido o regime de fluxo permanente, as vazões de entrada e de saída se igualam, e admite-se que a amostra está saturada. Após as amostras terem atingido a saturação, o fluxo é interrompido para que a água seja substituída pelo soro no sistema. Depois de retirar toda a água do sistema, procede-se à saturação do mesmo com a solução de concentração conhecida dos contaminantes.

Em seguida, inicia-se a percolação dessa solução através da amostra, com o mesmo gradiente hidráulico estipulado anteriormente para a percolação com água (PROJETO PROSAB, 2003).

Durante o ensaio, medem-se os volumes de entrada e saída ao longo do tempo. Cada volume coletado é armazenado em recipientes próprios de vidro, previamente esterilizados, para serem posteriormente submetidos às análises químicas para determinação da concentração de contaminantes (PROJETO PROSAB, 2003).

De posse dos resultados das análises quantitativas, traça-se a curva característica do transporte, ou seja, a curva da concentração relativa (relação entre a concentração do percolado e a concentração inicial) em função da razão entre o volume percolado (volume coletado acumulado) e o volume de vazios da amostra que possibilita a obtenção da variação da concentração do efluente ao longo do ensaio (PROJETO PROSAB, 2003).

A percolação com a solução prossegue até que a concentração do efluente atinja, no mínimo, metade da concentração inicial da solução, para que possa ser calculado o fator de retardamento do processo (PROJETO PROSAB, 2003).

Para favorecer a análise dos resultados dos ensaios é interessante que a curva característica do transporte seja traçada por completa, ou seja, recomenda-se prosseguir com o ensaio até que a concentração do efluente atinja o mesmo valor da concentração inicial. Para uma interpretação adequada dos resultados de ensaios, é conveniente obter uma solução em termos de volume percolado e volume de vazios da amostra. Dessa forma, utiliza-se a Equação 3.19:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left\{ \frac{\left(1 - \frac{V}{V_v R} \right)}{2 \left(\sqrt{\frac{D'V}{L}} \sqrt{\frac{V}{V_v R}} \right)} \right\} \quad (3.20)$$

em que:

L = comprimento da amostra (cm).

AZEVEDO *et al.* (2003), utilizou uma solução contaminante produzida artificialmente (chorume ou percolado sintético), composta por seis metais pesados (Mn, Zn, Cd, Cu, Pb, Cr) com pH = 5, para realizar os ensaios em coluna e de equilíbrio em lote.

No ensaio em coluna AZEVEDO *et al.* (2003), fez o uso de um permeâmetro de paredes flexíveis, semelhante a uma câmara triaxial, construído no Laboratório de Geotecnia do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa, com capacidade de ensaiar, simultânea e individualmente, quatro corpos de prova com dimensões 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura. A metodologia utilizada é semelhante à empregada em ensaios de permeabilidade com carga constante, sendo que a finalidade é medir a concentração química no efluente e a obtenção de vários volumes de poros do fluxo com a solução química.

3.5.2 Ensaio de Equilíbrio em Lote

Os ensaios de equilíbrio em lote (*batch equilibrium tests – BET*) têm a finalidade de determinar a capacidade de adsorção de um soluto adicionado em diferentes concentrações na fração sólida do solo. Os fatores de retardamento são determinados para a concentração de interesse ajustando-se um modelo aos pontos ensaiados (AZEVEDO *et al.*, 2003).

AZEVEDO *et al.* (2003) seguiu o procedimento baseado nas recomendações da EPA para execução do ensaio de equilíbrio em lote.

Os ensaios em coluna e equilíbrio em lote foram realizados, em solo residual compactado, para determinar o coeficiente de dispersão hidrodinâmica e o fator de retardamento dos metais pesados (Mn, Zn e Cd) presentes na solução contaminante, obtidos utilizando-se os métodos de análise tradicional e de massa acumulada para ensaios em coluna (AZEVEDO *et al.*, 2003).

AZEVEDO *et al.* (2003), diz ainda que ensaios de equilíbrio em lote podem ser utilizados para se obter uma estimativa inicial da capacidade de adsorção do solo para dado soluto e não para estimativa do que ocorre no tempo e que o método de massa acumulada pode ser indicado para testes em coluna em longo prazo, como em casos de avaliação de transporte de contaminantes reativos em taxas de escoamento baixas, comumente associadas às camadas de impermeabilização.

Para realização dos ensaios de equilíbrio em lote devem ser utilizadas soluções dos contaminantes misturadas com amostras deformadas de solo natural coletadas na área do aterro de resíduos sólidos urbanos. Inicialmente, o solo deve ser seco ao ar, destorroado e passado na peneira #10 (2 mm), na proporção de 1:10 (10 g de solo seco ao ar : 100 ml de contaminante). Devem ser preparadas várias soluções em diferentes concentrações, como, por exemplo: 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 mg/ L. É importante salientar que os ensaios devem ser realizados em triplicatas para todas as concentrações (PROJETO PROSAB, 2003).

Após a preparação das suspensões, as mesmas devem agitadas em um agitador ininterruptamente durante 2, 4, 8, 12 ou 24 horas em temperatura ambiente e, em seguida, filtradas a vácuo em membrana de nitrato celulose de 0,45 µm e diâmetro de 47 mm. Para cada solução deve ser medido o pH de equilíbrio após a agitação.

As amostras da solução devem ser preservadas a pH < 2 com ácido nítrico e guardadas sob refrigeração antes da realização das análises químicas. Os procedimentos para a realização dos ensaios de equilíbrio em lote são abordados pela norma internacional ASTM D4319-93 (PROJETO PROSAB, 2003).

Em COSTA (2002) temos que a relação entre a massa sorvida por unidade de massa de sólidos seca (S_c) e a concentração da substância que permanece em solução (C_e), depois de atingido o equilíbrio, pode ser representada graficamente, dando origem às curvas denominadas *Isotermas de Sorção* já discutidas anteriormente.

3.7 Investigação Geoambiental

Esta investigação procura identificar o tipo, a quantidade e como se dará o movimento do contaminante através da formação de uma pluma de contaminação (MONDELLI, 2004).

Segundo MONDELLI (2004) os fatores que mais influenciam na investigação geoambiental são o perfil geotécnico, nível d'água, condutividade hidráulica e a composição química dos contaminantes.

A utilização da geofísica em programas de investigação geoambiental proporciona uma caracterização do solo mais rápida, econômica e eficiente (MONDELLI, 2004).

A Figura 3.9 apresenta o modelo de fluxo obtido por CAVALCANTI *et al.* (2001), a partir da perfilagem elétrica, nota-se uma necessidade de melhorar o modelo obtido com o MODFLOW.

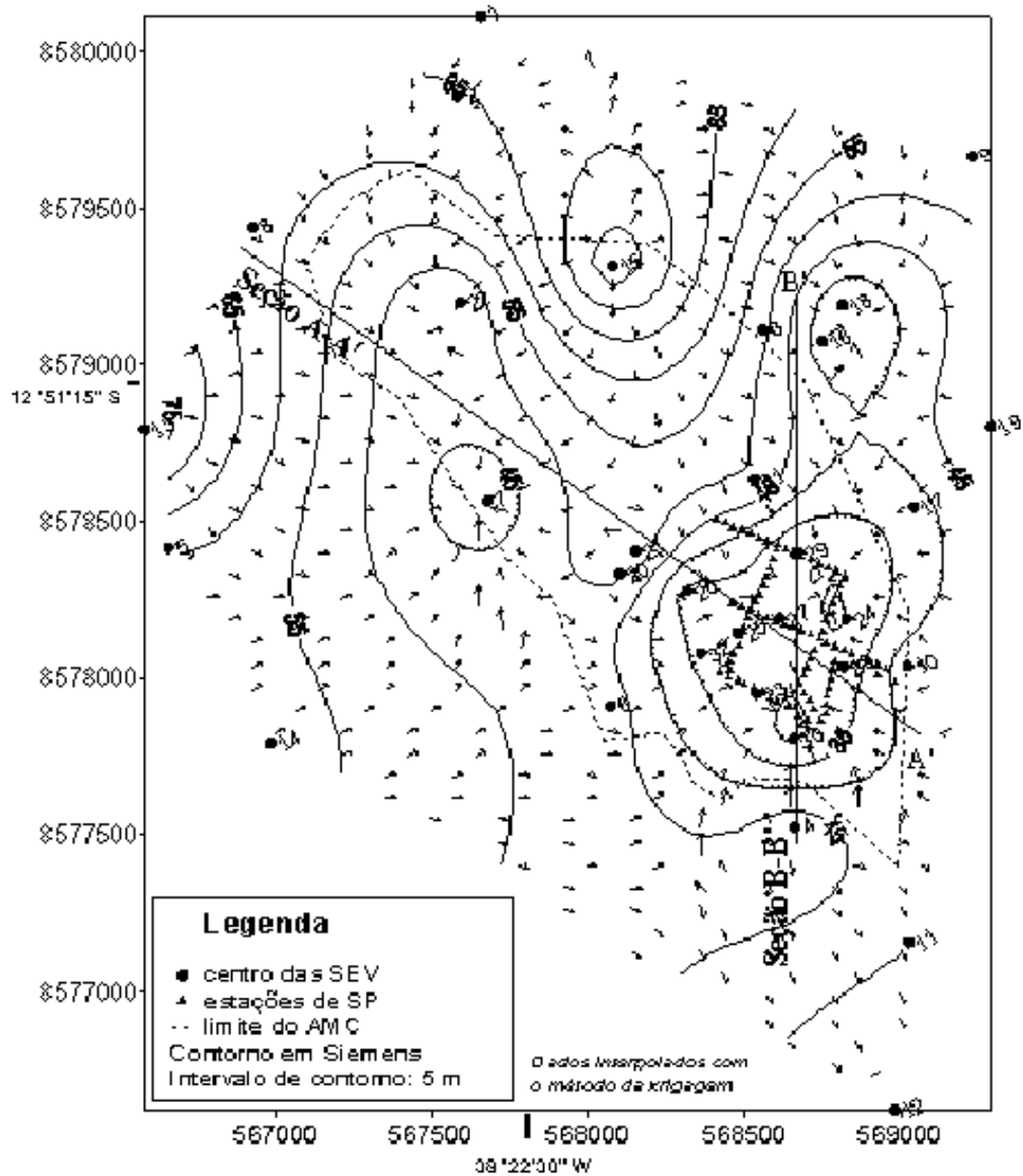


Figura 3.9 – Mapa piezométrico e do campo de fluxo da água subterrânea, obtido a partir de geofísica elétrica para a região do aterro metropolitano central de Salvador (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

3.8 Modelagem

Para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos subterrâneos e proteção de aquíferos, torna-se necessário o conhecimento de alguns parâmetros físicos e químicos para a previsão do fluxo e do transporte de contaminantes nas águas subterrâneas (BRANDÃO, 2002).

Esta quantificação pode ser feita de diversas maneiras, incluindo medidas de campo, investigações geofísicas e modelagem matemática. As medidas de campo possuem altos custos e prazos longos, pois o movimento da água subterrânea é lento, podendo requerer vários anos para se caracterizar seu comportamento; os métodos geofísicos proporcionam rapidez e precisão na avaliação de grandes áreas com baixo custo já os modelos de transporte e fluxo são mais facilmente aplicáveis (BRANDÃO, 2002).

THOMÉ & KNOP (2006) dizem que a compreensão dos mecanismos de transporte de solutos em meios porosos e a análise e modelagem numérica do problema, associadas a monitoramento de campo, permitem avaliar a migração de determinados compostos no subsolo e águas subterrâneas.

A simulação matemática é uma ferramenta muito útil para a previsão da evolução das concentrações dos poluentes, sendo capaz de traduzir as características de transporte e dispersão, contribuindo na definição de sistemas para a proteção de aquíferos (DUARTE *et al.*, 1999).

Os modelos matemáticos normalmente são utilizados para descrever o transporte de água e solutos em meios porosos (RIVERA,2004).

RIVERA (2004) desenvolveu um modelo matemático para simular o deslocamento simultâneo de água e potássio no solo aplicado a uma fonte pontual, a partir da solução das equações de fluxo transiente.

Entre os programas existentes no mercado, temos o programa PMWIN / MODFLOW muito utilizado atualmente. COSTA (2008) desenvolveu um modelo matemático do escoamento subterrâneo de um aquífero da região de Moura, utilizando o MODFLOW, para ser utilizado como ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos.

O programa *MODFLOW* é um modelo de fluxo de água subterrânea tridimensional modular de diferenças finitas do USGS, que descreve e prediz o comportamento de sistemas de água subterrânea.

A versão “original” de *MODFLOW-88* ou de *MODFLOW-96* pode simular efeitos de poços, de rios, dos drenos, de fronteiras com carga hidráulica constante, de recarga e de evapotranspiração. A publicação dos códigos de *MODFLOW* foi realizada por vários pesquisadores. Estes códigos são chamados de pacotes, modelos ou programas (CHIANG, 2005).

CHIANG (2005) diz que os pacotes são integrados com *MODFLOW*, cada pacote trata de uma característica específica do sistema hidrológico a ser simulado, como poços, recarga ou rio. Os modelos ou os programas podem ser códigos autônomos ou podem ser integrados com o *MODFLOW*.

Um modelo ou um programa autônomo comunica-se com o *MODFLOW* através dos arquivos de dados. O PMWIN integra o *MODFLOW* e diversos outros módulos em ambiente Windows, como exemplifica a Figura 3.10 (CHIANG, 2005).

O modelo *PMPATH* de transporte advectivo, os modelos *MT3D* e *MT3DMS* de transporte do soluto simulam o transporte de poluição, podendo simular fenômenos de advecção, dispersão e reação química. A estimativa de parâmetros pode ser realizada com o uso do *PEST* e do *UCODE* que são os chamados programas de modelagem inversa (CHIANG, 2005).

COSTA (2008) selecionou o programa *MODFLOW* para simular o escoamento, implementando o modelo regional de fluxo do Aquífero Moura-Ficalho.

Utilizou, também, o *programa PEST* de modelagem inversa para calibração do modelo gerado.

Para se calibrar um modelo, introduz-se um conjunto de parâmetros do modelo numérico do escoamento, para que os valores simulados sejam o mais próximo possível dos valores observados, minimizando, assim, os erros da simulação (COSTA, 2008).

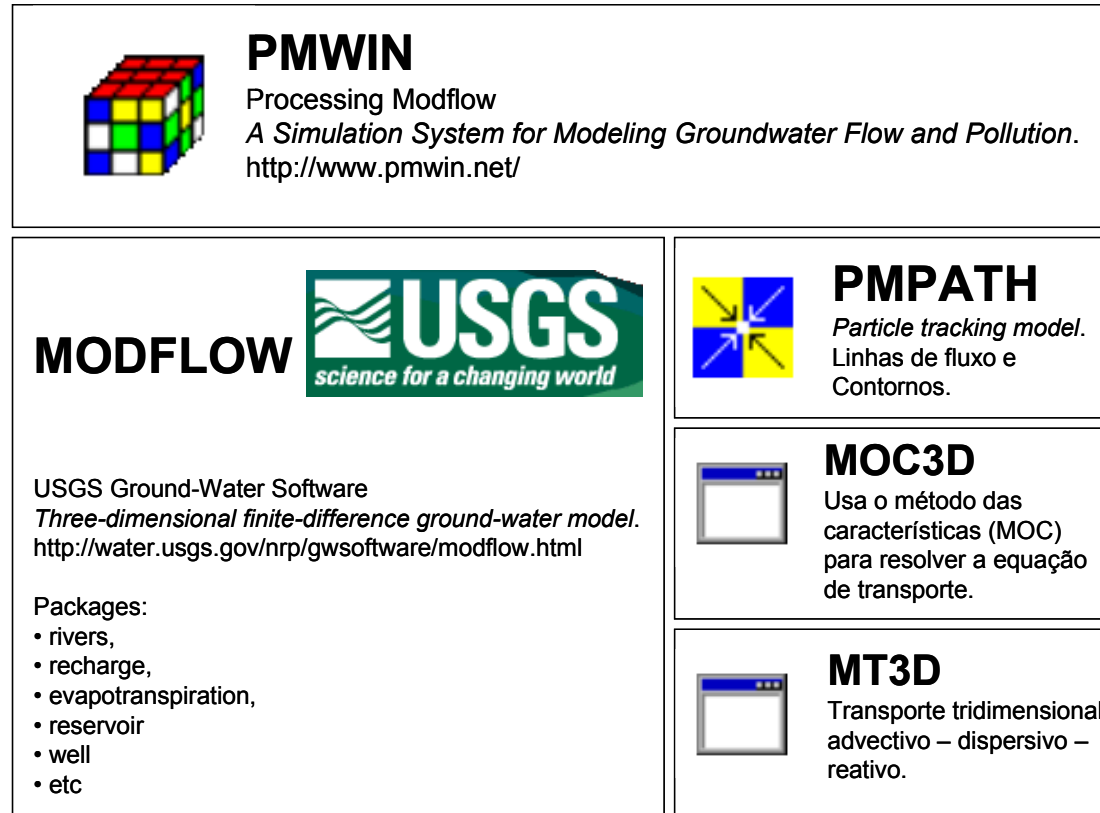


Figura 3.10 – Pacotes e módulos do sistema *PMWIN* e *MODFLOW*.

Em CHIANG (2005) quando se trabalha com advecção no *MT3DMS*, há cinco tipos de solução que podem ser utilizadas: Método Montante de Diferenças Finitas, Método de Características – MOC, Método Modificado de Características – MMOC, Método Híbrido de Características – HMOC e Esquema TVD de 3ª ordem.

Com o grid de diferenças finitas utilizado para resolver as equações de MODFLOW, o usuário pode utilizar o MOC3D para resolver a equação de transporte de solutos.

O MOC3D requer um grid uniformemente espaçado, isto é, Δx e Δy devem ser constantes no subgrid. A discretização vertical, definida pela espessura da célula, pode ser variável nas três dimensões.

No MOC3D o termo da advecção em um processo de transporte de solutos é simulado pelo Método das Características (MOC).

Usando este esquema um conjunto de partículas móveis é distribuído no campo de fluxo no início da simulação.

Uma concentração e a posição em um sistema de coordenadas cartesianas são associadas com cada uma dessas partículas.

No fim de cada incremento de tempo a concentração média em uma célula, devido apenas a advecção, é valorada pela concentração de partículas que ocorrem localizadas na célula.

Outros termos na equação governante, isto é, dispersão, reação química e decaimento são levadas em conta pelo ajustamento das concentrações associadas a cada partícula após a redistribuição de massa devido a este processo no grid.

O MT3D provê quatro esquemas de solução para o termo de advecção:

- Método das características (MOC);
- Método das características modificado (MMOC);

- Método das características híbrido (HMOC);
- Método de diferenças finitas de montante.

O MT3D provê três opções de rastreamento de partículas:

- Algoritmo de Euler de 1^a-ordem;
- Algoritmo de Runge-Kutta de 4^a ordem;
- Combinação dos dois.

O MT3DMS simula o transporte de solutos em meios porosos e pode simular transporte com reações químicas, utilizando isotermas de sorção (linear, Langmuir e Freundlich) nas simulações. A sorção é quantificada através de um coeficiente de distribuição (K_d) (CHIANG, 2005).

Como MT3DMS mantém a mesma estrutura modular do código MT3D, a interface MT3DMS implementada no PMWIN Pro é muito similar a interface MT3D.

Uma das maiores diferenças é que o usuário pode definir o tipo de reação e as espécies envolvidas na simulação antes do usuário poder especificar concentrações iniciais, fontes de concentração e parâmetros de reação química.

No *MT3DMS* na opção de se trabalhar com *Reação Química*, deve-se definir o tipo de reação, as espécies químicas envolvidas na simulação e a concentração inicial. Os parâmetros utilizados para esta simulação são: tipo de sorção e decaimento radioativo e biodegradação (CHIANG, 2005).

CHIANG (2005) simulou a injeção de uma massa de 1,0 [g] associando uma concentração de 5 [g/m³], na primeira célula. As curvas de chegada (breakthrough) para valores de dispersividade de 1 [m] e 4 [m] são apresentadas na Figura 3.11.

É interessante ver que os picos de concentração chegam primeiro (com um valor de concentração menor) quando o valor da dispersividade é maior.

A Figura 3.12 representa um exemplo da discretização de um modelo realizado por CHIANG (2005).

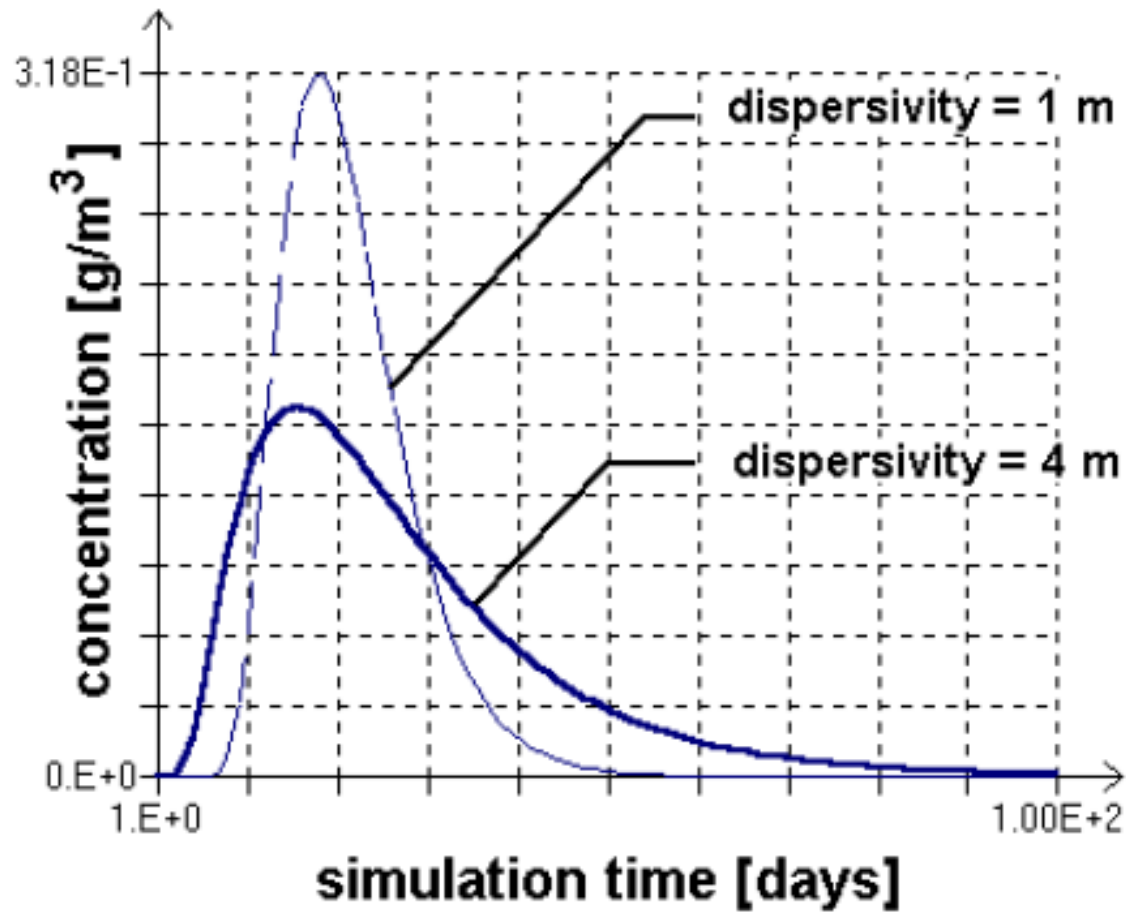


Figura 3.11 – Comparação de curvas de chegada calculadas com diferentes valores de dispersividade (CHIANG, 2005).

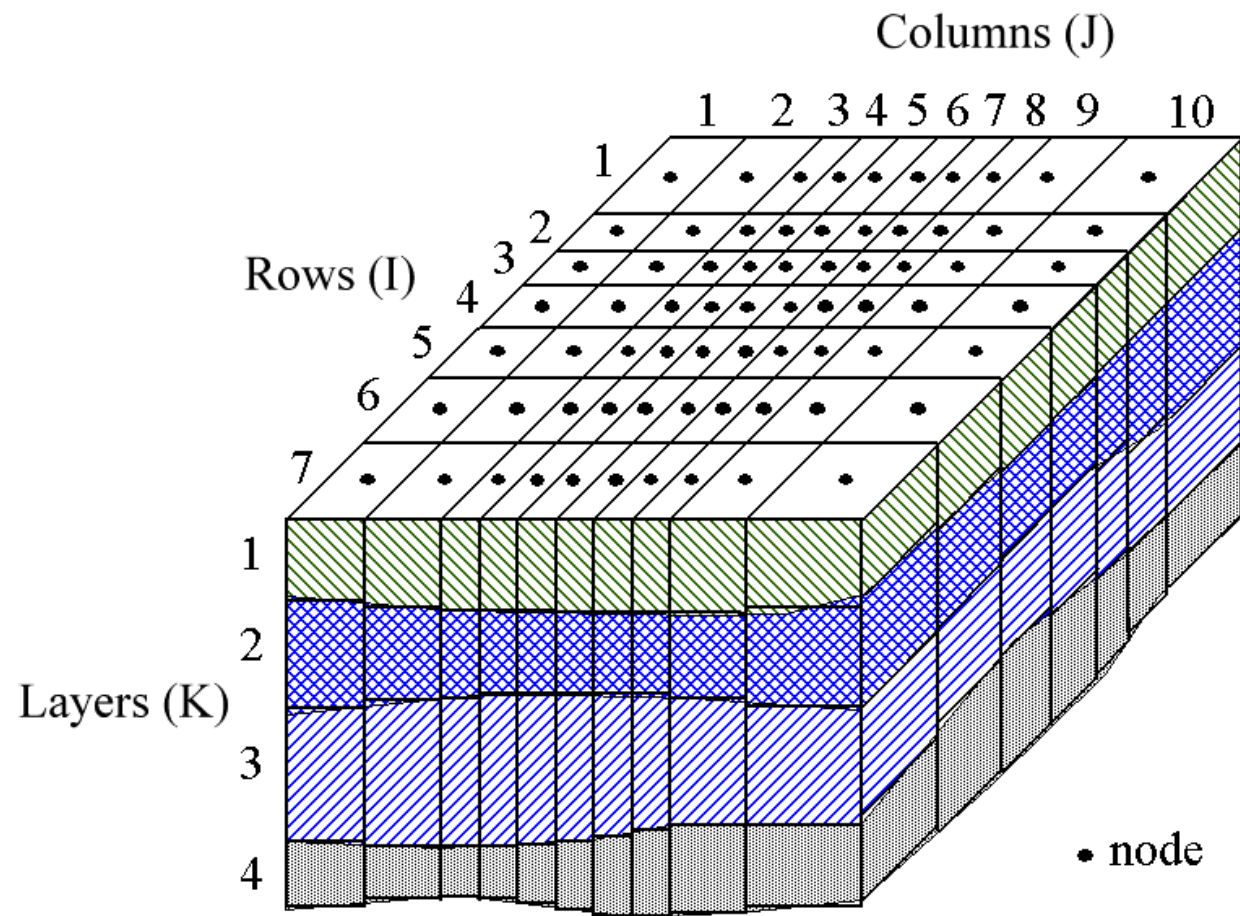


Figura 3.12 - Discretização espacial (CHIANG, 2005).

A aplicação da modelagem numérica para estudos de transporte de poluentes utilizando diferentes valores de dispersividade é muito utilizada, pois pode simular condições naturais e auxiliar na previsão das mudanças decorrentes de alterações nos componentes do sistema natural (PALMA & ZUQUETTE, 2005).

PALMA & ZUQUETTE (2005), utilizaram o *MODFLOW* e o *MT3DMS* aplicando a modelagem numérica para avaliar o comportamento da frente dos poluentes considerando diferentes valores do coeficiente de dispersividade para a área do Lixão do município de Poços de Caldas no Estado de Minas Gerais, Brasil.

Eles simularam 11 cenários diferentes que permitem representar a variabilidade dos materiais geológicos anisotrópicos, os parâmetros de dispersividade e de sorção dos materiais geológicos da área em questão, assim como as condições de concentrações dos poluentes. A Figura 3.13 apresenta a evolução da frente de contaminação para o conjunto de hipóteses denominado cenário 1.

O programa *MODFLOW* considera uma situação mais próxima à natural quanto aos tensores de dispersão hidrodinâmica, permitindo avaliar os parâmetros de dispersividades transversais, além da dispersividade vertical e horizontal (PALMA & ZUQUETTE, 2005).

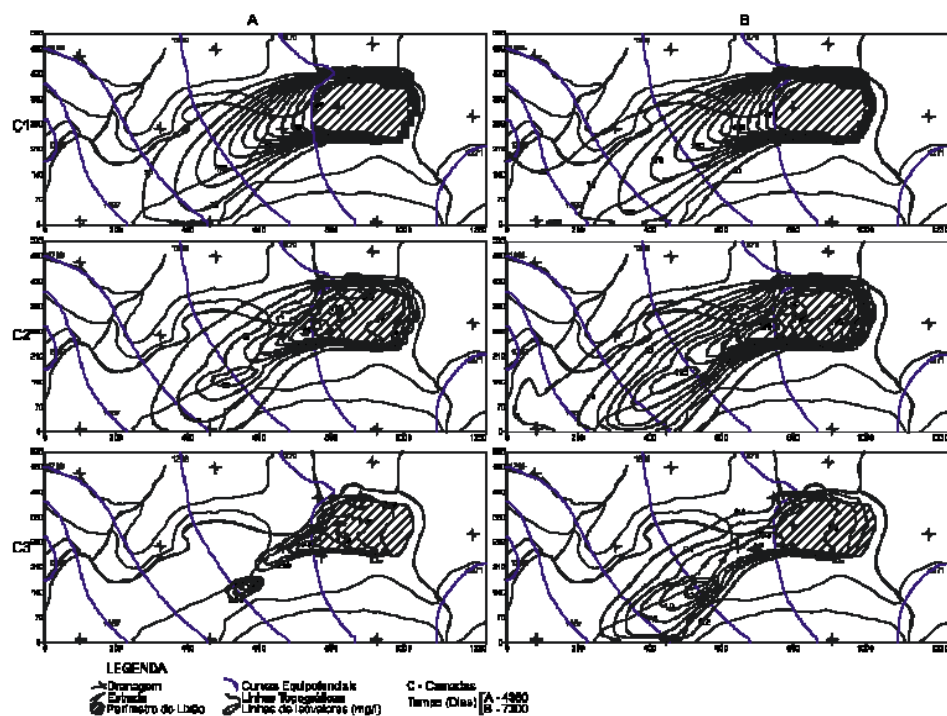


Figura 3.13 – Frente de contaminação representada por linhas de isovalores de contaminantes para o Cenário 1 (PALMA & ZUQUETTE , 2005).

Os resultados de PALMA & ZUQUETTE (2005) permitem avaliar o comportamento dos poluentes em relação às diferentes características utilizadas na simulação (em termos espaciais e/ou temporais) e o valor de dispersividade longitudinal, quando considerado em modelos numéricos, varia em função da escala do estudo, da definição de zonas homogêneas espacialmente, das características hidráulicas (que são consideradas isotrópicas) diminuindo as extensões e os valores dos coeficientes de dispersividades, ou seja, o detalhamento em termos da condutividade hidráulica diminui o efeito da escala sobre a dispersividade.

PALMA & ZUQUETTE (2005) concluem ainda que trabalhos de investigação geológica – geotécnica que buscam detalhar as camadas com heterogeneidade específica, são fundamentais, pois permitem associar parâmetros obtidos em estudos laboratoriais.

4. METODOLOGIA UTILIZADA

O modelo geológico-geotécnico foi construído a partir da carta geológico-geotécnica do município de Salvador (PMS, 2004), definindo a espessura das camadas, topografia, etc.

Um Mapa e um Perfil Geológico-Geotécnico da região do aterro serviram de base para o estudo.

Os modelos de simulação do fluxo das águas subterrâneas foram construídos utilizando o programa MODFLOW e para simular o transporte de contaminantes utilizou-se o MT3DMS.

No MODFLOW, o aquífero é substituído por um *grid* de células e camadas formado por um conjunto de células e nós.

A espessura e a largura de cada modelo pode ser variável. O PMWIN utiliza uma notação [camada, linha e coluna] para localizar cada uma das células.

Por exemplo, a célula localizada na primeira camada, da primeira linha, na primeira coluna é considerada como [1,1,1].

No modelo que foi discretizado para esta simulação, admitiu-se uma área de 7000m de comprimento por 6000m de largura e gerou-se um *grid* horizontal composto por três camadas, 44 linhas e 40 colunas e foi considerado três camadas de solo. A Figura 4.1 apresenta o grid gerado para ser utilizado na simulação.

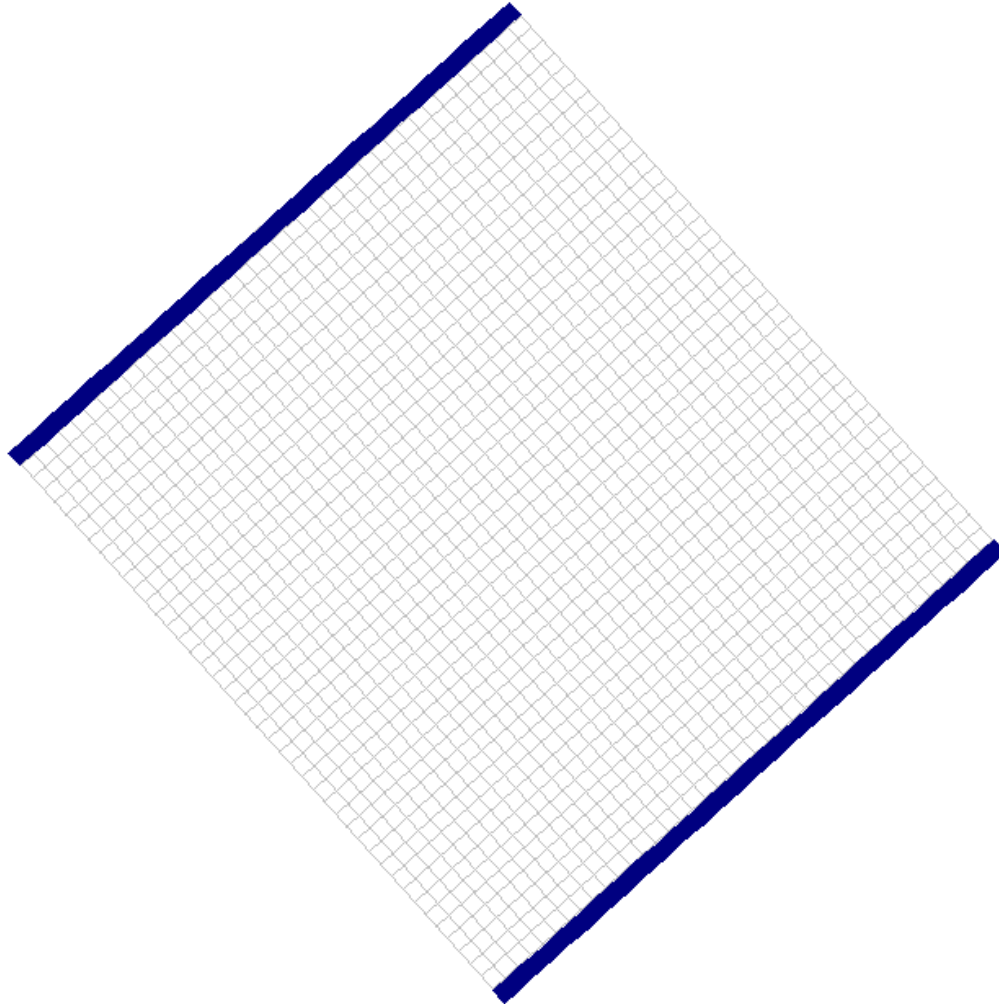


Figura 4.1 – Grid utilizado para a simulação.

As formulações numéricas utilizadas pelo PMWIN dependem do tipo de cada modelo de camada (CHIANG, 2005). Há três tipos de camadas que podem ser consideradas no PMWIN/MODFLOW:

Tipo 1 – Aquífero não-confinado;

Tipo 2 – Aquífero Confinado/Não-Confinado (transmissividade constante); e,

Tipo 3 – Aquífero Confinado/Não-Confinado (transmissividade variável).

Para a primeira camada, utilizou-se o Tipo 1. Para a camada 2 e 3 utilizou-se o Tipo 3.

Durante uma simulação de fluxo, a transmissividade de cada célula varia de acordo com a espessura saturada do aquífero (CHIANG, 2005).

Especificou-se, então, uma espessura de 40 metros para cada uma das três camadas. O topo da primeira camada foi considerado com elevação zero. O topo da segunda camada com - 40 e da terceira -80.

O comprimento das linhas e colunas é 1,0 metro. Para obter um gradiente hidráulico de 0,2%, a primeira e última linha de células do modelo são especificadas como células de carga constante, para isto especificou-se na opção “*Cell Status*” para estas células o valor de -1, que significa células com carga constante. Para as células restantes, adotou-se o valor 1.

As cargas hidráulicas iniciais para a primeira e última linha de células com carga constante foram de 0 e -36 metros, respectivamente.

Os parâmetros como porosidade, peso específico e condutividade hidráulica utilizados nas simulações, foram obtidos a partir de OLIVEIRA & MACHADO (2006) e estão apresentados na Tabela 4.1.

TABELA 4.1 – Parâmetros de entrada do MODFLOW.

DADOS DE ENTRADA	VALORES
Condutividade Hidráulica (m/s)	3,18 x 10 ⁻⁶
Peso Específico (kN/m ³)	18,18
Porosidade (%)	37

Fonte: OLIVEIRA & MACHADO (2006).

Para simular o transporte de contaminantes através do MT3DMS, considerou-se três tipos de células: células ativas quando a concentração do soluto varia com o tempo; células inativas onde não há concentração; e, células constantes em que a concentração do soluto permanece constante.

Os parâmetros utilizados para a simular o fenômeno da Advecção utilizando o MT3DMS constam na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 – Parâmetros de entrada do MT3DMS para Advecção.

DADOS DE ENTRADA	VALORES
Concentração inicial (g/m ³)	100
Nº de Courant	0,75
Concentração Fator WD	0,50
DCEPS	0,00001
NPLANE	2
Nº de partículas por célula para o caso NPL	4
Nº de partículas por célula para o caso NPH	15
Nº mínimo de partículas permitido por célula (NPMIN)	2
Nº máximo de partículas permitido por célula (NPMAX)	15

Fonte: CHIANG (2005).

Onde:

- Número de Courant - número de células ou fração de células que uma partícula é permitida se mover em qualquer direção em um passo de transporte;
- Fator WD - fator de ponderação de concentração entre 0 e 1;
- DCEPS – é um critério para colocação de partículas, um valor de 10⁻⁵ é geralmente adequado. Se DCEPS é maior do que o gradiente de concentração relativo da célula (DCCELL), um maior número de partículas NPH é colocada na célula, de outra maneira o menor número de partículas NPL é colocado;
- NPLANE – é um flag indicador de quando um padrão randômico ou fixo é selecionado para colocação de partículas. Para NPLANE = 0 um padrão aleatório é selecionado. NPLANE > 0 um padrão fixo é selecionado.

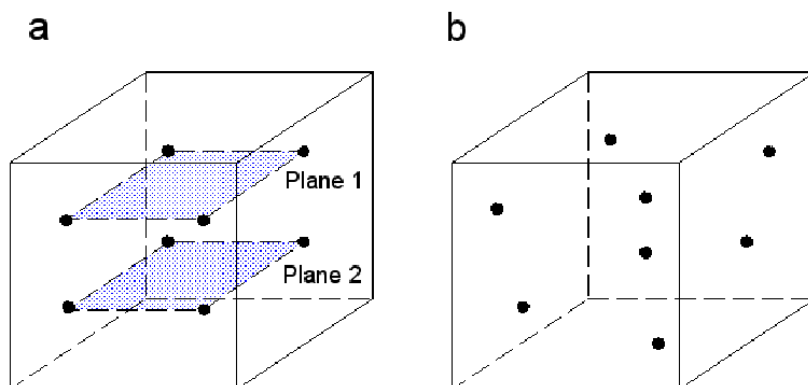


Figura 4.2 – Colocação inicial de partículas móveis: (a) partículas fixas, 8 partículas são colocadas em dois planos dentro da célula. (b) partículas aleatórias, 8 partículas são colocadas aleatoriamente dentro da célula.

- NPL – é um número de partículas iniciais por célula a ser colocado nas células onde o gradiente de concentração relativa da célula DCCELL é menor ou igual a DCEPS;
- NPH – é número de partículas iniciais por célula a ser colocado nas células onde o gradiente de concentração relativa da célula DCCELL é maior que DCEPS.

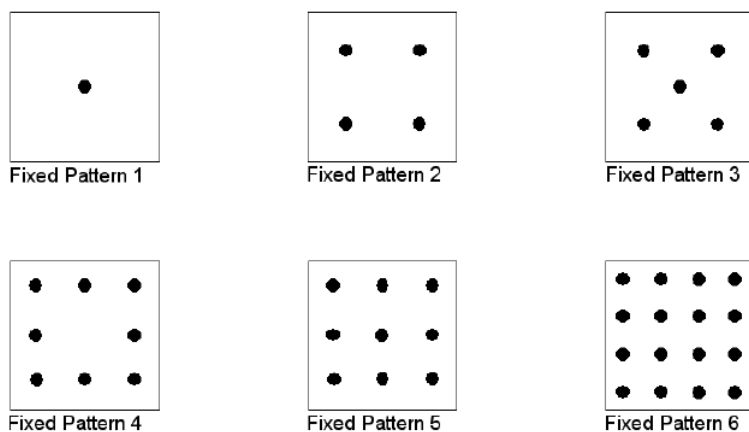


Figura 4.3 – Distribuição de partículas iniciais utilizando um padrão fixo.

- NPMIN – é um número mínimo de partículas alocada por célula. Se o número de partículas em uma célula no final de um passo de transporte é menor que NPMIN, novas partículas são inseridas na célula para manter um número suficiente de partículas. NPMIN pode ser setado como 0 em um campo de fluxo relativamente uniforme, e um número maior que 0 em um campo de fluxo convergente/divergente. Geralmente um valor entre 0 e 4 é adequado;
- NPMAX – é um máximo número de partículas permitido por célula. Se um número de partículas em uma célula excede NPMAX, partículas são removidas da célula até que NPMAX não seja encontrado.

A solução definida no MT3DMS para calcular o fenômeno da advecção foi o Método das Características – MOC.

Segundo CHIANG (2005) o Método de Características – MOC é livre de dispersão numérica, que normalmente gera dificuldades em muitos sistemas numéricos. O principal inconveniente do MOC é que ele pode ser lento e exige uma grande quantidade de memória do computador quando for utilizada um grande número de partículas.

O Método das Características (MOC) pode ser utilizado na solução de equações do movimento para escoamento transiente em redes de tubos, como descreve ARAÚJO & CHAUDHRY (2002).

Segundo a CETECB (2002) O MOC considera a advecção, dispersão hidrodinâmica, sorção e reações químicas, sendo um modelo bidimensional de diferenças finitas utilizado para simular situações de fluxo e transporte de solutos em regimes estacionário e transitório.

No MOC o fluxo não é afetado por variações de densidade, viscosidade ou temperatura, conforme considera CETESB (2001).

A utilização do MOC3D pode melhorar significativamente a eficiência global do modelo de cálculo, evitando esforço onde não é necessário. No entanto, a discretização da linha e da coluna deve ser uniformemente espaçada (isto é, x e y devem ser constantes, embora eles não precisem ser iguais uns aos outros) (CHIANG, 2005).

O algoritmo da partícula traçadora utilizado foi 1ª ordem de Euler e 4ª ordem de Runge-Kutta.

Os valores de dispersividade longitudinal utilizados no fenômeno da dispersão nas simulações foram de 10 e 1000, obtidos da Figura 4.4 de GELHAR citado por ARARUNA *et al.* (2002) que trata do efeito escala da dispersividade.

Os valores dos parâmetros das isotermas de Freundlich e Langmuir utilizados nas simulações foram retirados de COSTA (2002), conforme apresentado nas Tabelas 4.3 e 4.4, respectivamente. COSTA (2002) utilizou uma solução de nitrato de zinco, para representar o lixiviado proveniente do aterro sanitário que estudou.

TABELA 4.3 – Constantes da Isoterma de Freundlich

DADOS DE ENTRADA	VALORES
Constante de Freundlich ($L^3 M^{-1}$)	0,8642
Coefficiente da Isoterma de Freundlich (M/M)	0,8019

TABELA 4.4 – Constantes da Isoterma de Langmuir

DADOS DE ENTRADA	VALORES
Constante de Langmuir ($L^3 M^{-1}$)	0,5352
Capacidade de Sorção (M/M)	57,7523

4.1 Efeito Escala na Dispersividade

Os parâmetros de entrada no programa estão dispostos na Tabela 1, inclusive os valores de dispersividade.

A dispersividade longitudinal (α_L) foi obtida através de uma aproximação baseada em dados publicados por GELHAR citado por ARARUNA *et al.* (2002):

$$\alpha_x = 0,1 L \quad (5.1)$$

onde L é o comprimento da trajetória de fluxo (m).

A dispersividade transversal é obtida através da equação 5.2 proposta por GELHAR citado por ARARUNA *et al.* (2002) e a dispersividade vertical foi obtida pela equação 5.3, apresentada em USEPA citado por ARARUNA *et al.* (2002).

$$\alpha_y = 0,1 \alpha_x \quad (5.2)$$

$$\alpha_z = 0,01 \alpha_x \quad (5.3)$$

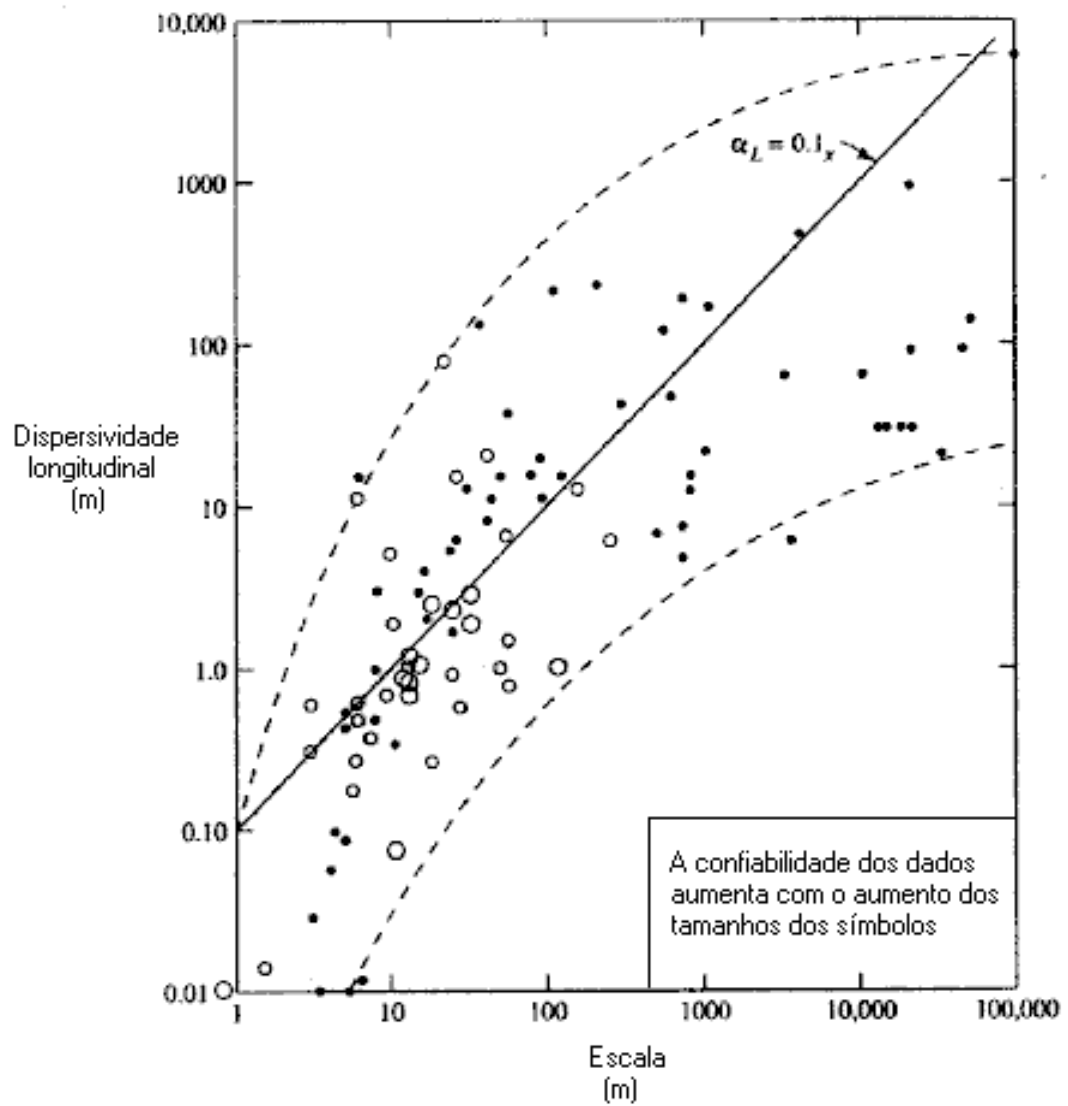


FIGURA 4.4 – Relação entre valores de dispersividade longitudinal e o comprimento da trajetória do fluxo GELHAR citado por ARARUNA *et al.* (2002).

4.2 Área de Estudo

O município de Salvador possui dois aterros para disposição de resíduos sólidos urbanos, o aterro controlado de Canabrava e o Aterro Metropolitano Centro (AMC).

Atualmente o aterro controlado de Canabrava é utilizado como estação de transbordo para o AMC e para receber resíduos da construção civil e, o AMC que recebe os resíduos sólidos urbanos (MATEUS, 2008).

A Figura 4.5 mostra imagem de satélite de localização do AMC.



Figura 4.5 – Imagem Satélite de Localização da Área de Estudo (Google Earth, 2009).

Para demonstrar a aplicação do programa *MODFLOW / PMWIN* utilizou-se como área de estudo o AMC.

O AMC localiza-se na Região Metropolitana de Salvador à margem da rodovia BA-526 e compreende um sistema de tratamento, de transporte e de

disposição final dos resíduos sólidos urbanos, exclusivamente doméstico, dos municípios de Salvador, Simões Filho e Lauro de Freitas, no Estado da Bahia (CAVALCANTI et al. 2001).

O AMC foi implantado em 1997 sendo de responsabilidade do governo do estado da Bahia, atualmente a responsabilidade do aterro foi repassada à Prefeitura que firmou contrato com a empresa VEGA atual BATRE (MATEUS, 2008).

Os lixiviados produzidos no AMC são encaminhados para bacias de acumulação em tubos de PEAD onde são coletados por carros-pipa e conduzidos para tratamento na CETREL S/A (Empresa de Proteção ambiental) (MATEUS, 2008).

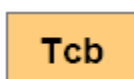
4.2.1 Geologia

As Figuras 4.6 e 4.7 apresentam o mapa e perfil geológico-geotécnico da área de estudo.

De acordo com CARVALHO *et al.* (2006) a cidade de Salvador é composta de diferentes formações geológicas: Embasamento Cristalino, Quaternários, Formação Barreiras e Formação Pojuca.

Segundo dados fornecidos por PMS (2004), a geologia da área em estudo é formada por: Depósitos de Cobertura Sedimentar Continental Terciária (Tcb) e Embasamento Cristalino Pré-Cambriano (Peccs). Abaixo descreve-se cada formação.

4.2.1.1 Depósitos de Cobertura Sedimentar Continental Terciária



Segundo PMS (2004) são sedimentos clásticos continentais inconsolidados, dispostos num arranjo composto por múltiplas camadas sub-

horizontais de natureza predominantemente arenosa e espessura máxima acima de 50m.

A erosão regressiva atuando neste arcabouço estrutural desenvolveu dois cenários morfológicos particulares e integrados: O "Subdomínio dos Tabuleiros" modelado em litossolos arenosiltosos e/ou sedimentos sub-horizontais; e o "Subdomínio da interface Barreiras/Embasamento", resultante do entalhamento de vales profundos com taludes naturais muito inclinados recortando a pilha de sedimentos e expondo o embasamento (PMS, 2004).

As exposições da base da Formação Barreiras são constituídas de areias seixosas, grossas e médias, esbranquiçadas a amareladas, mal selecionadas, textura granular, estratos planos, cruzados e estruturas de canal contendo raras intercalações de corpos descontínuos de argila maciça com espessuras reduzidas. O restante do pacote é composto por um conjunto de camadas de areias com ampla faixa de variação de granulometria, muito friáveis constituídas de quartzo, fragmentos de rochas, clastos de argila, estratificação planar paralela e cruzada contendo múltiplas intercalações de silte e corpos argilosos avermelhados lenticulares e/ou descontínuos em contato brusco, acima e abaixo, com materiais arenosos. Evoluem para solos residuais arenosos a arenosiltosos de cor acinzentada, com índice de plasticidade em torno de 14% e limite de liquidez de aproximadamente 42,9%. O peso específico natural varia entre 15 e 18 kN/m³, enquanto no estado saturado esses valores oscilam entre 21,3 e 28,5 kN/m³ (PMS, 2004).

Com relação à resistência ao cisalhamento o solo no estado saturado, apresenta valores de a coesão variando entre 8,2 e 40,8 kN/m², enquanto os valores do ângulo de atrito interno variam na faixa de 28,3° a 33,0°. Maior frequência de valores do Índice de N-SPT: 6 e 16 para profundidades de 3 e 19m, respectivamente. As profundidades do impenetrável, abaixo desse terreno, apresentam valores entre 3,7 e 32,5m. O freático (NA) apresenta uma distribuição polimodal com maior incidência varia de 0,6 a 24m (PMS, 2004).

4.2.1.2 Embasamento Cristalino Pré-Cambriano



Associação de rochas cristalinas com arranjo estrutural e estratigráfico muito complexo e paragêneses minerais de metamorfismo de grau alto, genericamente chamadas de "granulitos" (PMS, 2004).

Mostram uma trama foliada e/ou gnaissificada, registros de deformação repetida e marcas de retrogradação metamórfica. Merecem destaque especial, um conjunto homogêneo de ampla ocorrência territorial, composição compatível com os TTG (trondhjemitos, tonalitos e granodioritos - terrenos ttg's) representado pelos termos charnoquíticos à enderbíticos e uma outra associação de ascendência supracrustal, representada pelos gnaisses félsicos bandados ricos em granada, diopsiditos etc., Bolsões graníticos de pouco volume e alta frequência, pegmatitos e aplitos preenchendo fraturas e/ou introduzidos em antigas zonas de cisalhamento completam o arcabouço litoestrutural da unidade (PMS, 2004).

Os solos são siltosos a silte-argilosos e apresentam valores médios de 19,7% e 52,1% para o índice de plasticidade e limite de liquidez, respectivamente. Em condições de saturação apresentam valores médios de coesão em torno de 15,6 kPa e de ângulo de atrito interno de 29,4 ° (PMS, 2004).

Os valores médios do índice N_{SPT} na profundidade de 3m atinge o valor de 6, chegando a 15 e 20 em profundidades de 17 e 20m, respectivamente. A profundidade do topo do impenetrável varia no intervalo de 0,39 a 31,7m, com valores médios de 13,2m. A profundidade do NA varia entre 0,2 e 30,9m, com valores médios de 10,3m (PMS, 2004).



Tcb

**DOMÍNIO II –
DEPÓSITOS DE COBERTURA
SEDIMENTAR CONTINENTAL
TERCIÁRIA**

Peccs

**DOMÍNIO IV –
EMBA SAMENTO
CRISTALINO PRÉ-CAMBRIANO**

Figura 4.6 – Detalhe da carta geológico-geotécnica do município de Salvador/BA (PMS, 2004).

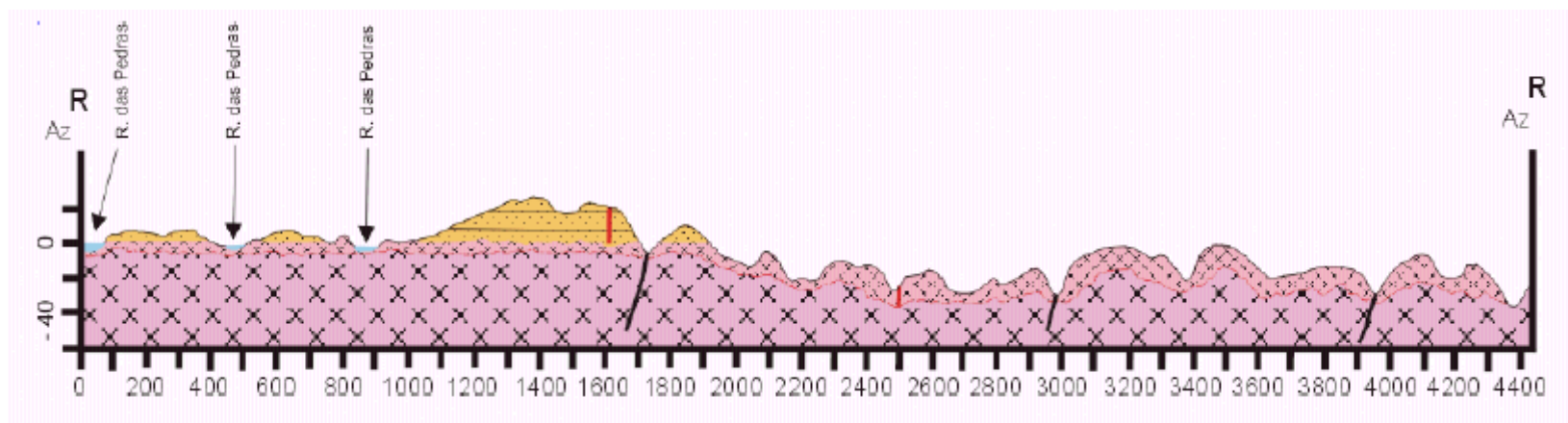


Figura 4.7 – Detalhe do perfil da área de estudo (PMS, 2004).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A proteção do meio ambiente, contra as conseqüências provenientes da disposição dos resíduos configura-se em um problema de grandes proporções, que muitas vezes, permanece sem solução.

Um dos desafios enfrentados está em dispor os resíduos com segurança em meio à escassez de áreas disponíveis, sendo essas áreas cada vez mais distantes e, aumentando, assim, os gastos com a gestão desses resíduos.

Estas áreas utilizadas para disposição final dos resíduos constituem num risco potencial, devido à possibilidade da percolação de substâncias (orgânicas e inorgânicas) no solo, provenientes do carreamento do chorume devido às chuvas. O chorume pode infiltrar-se no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e conseqüentemente, o seu uso (SISINNO & MOREIRA, 1996).

Considera-se no modelo o fenômeno da advecção-dispersão e sorção. Através do MODFLOW obteve-se o campo de cargas hidráulicas do problema estudado.

A Figura 5.1 apresenta as cargas hidráulicas obtida a partir do MODFLOW. A Figura 5.2 apresenta a planta e perfil das cargas hidráulicas obtida a partir do PMPATH que importou os dados do MODFLOW e pôde representar a freática do sistema.

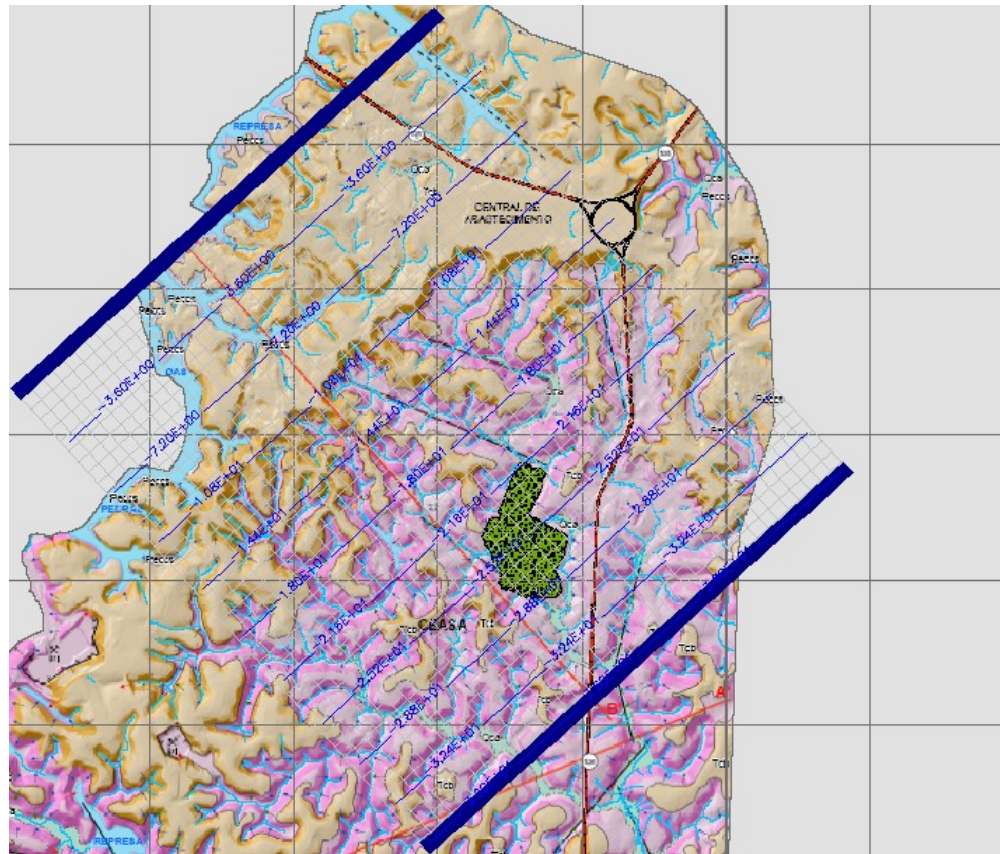


FIGURA 5.1 – Mapa e Cargas Hidráulicas geradas com o MODFLOW.

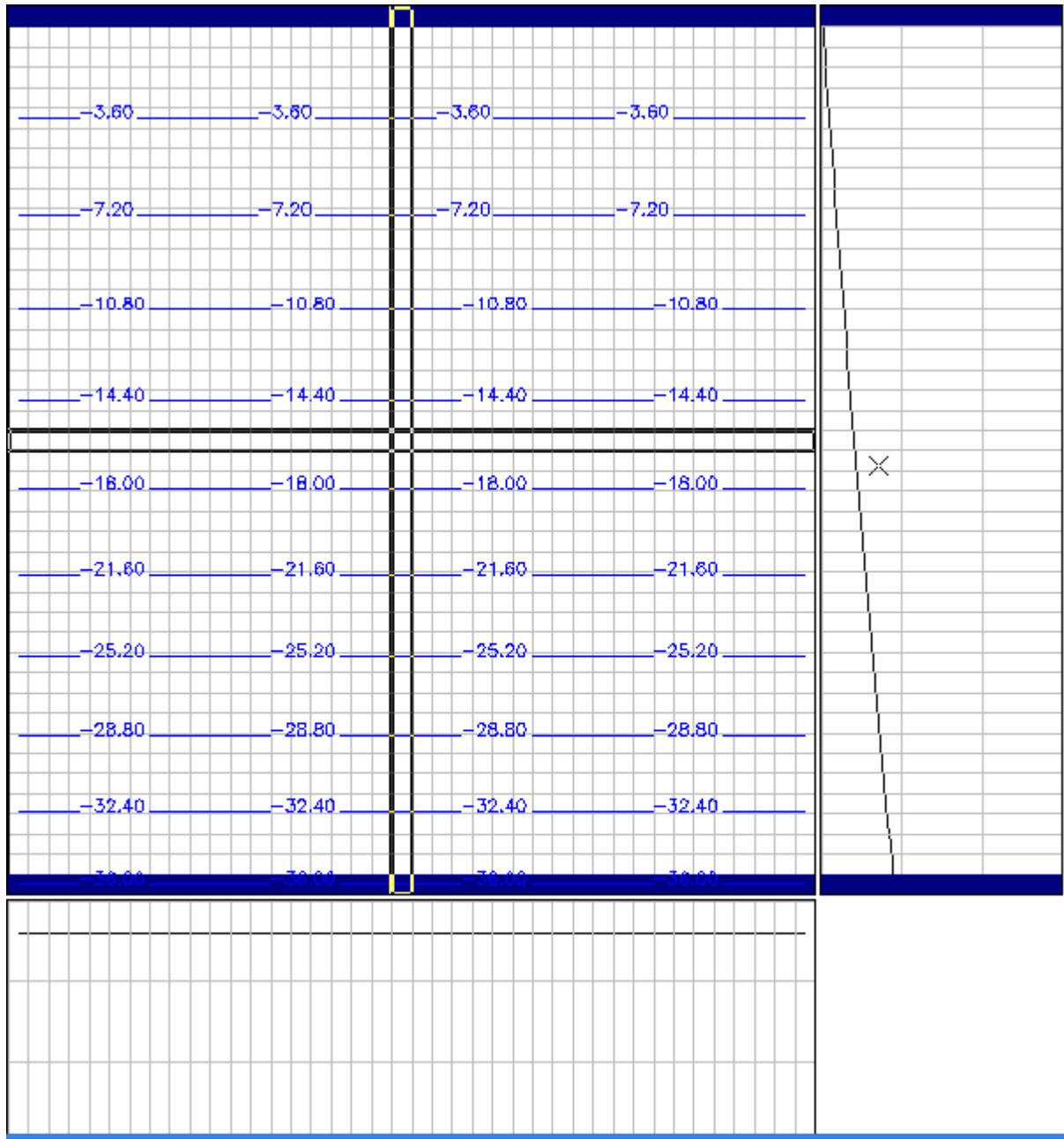


Figura 5.2 – Planta e Perfil do Modelo de grid do MODFLOW.

Nas simulações, gerou-se duas figuras para cada período estudado, utilizando valores de dispersividade igual a 10 e 1000m.

Os valores de dispersividade utilizados nas simulações apresentaram influência no comportamento dos poluentes.

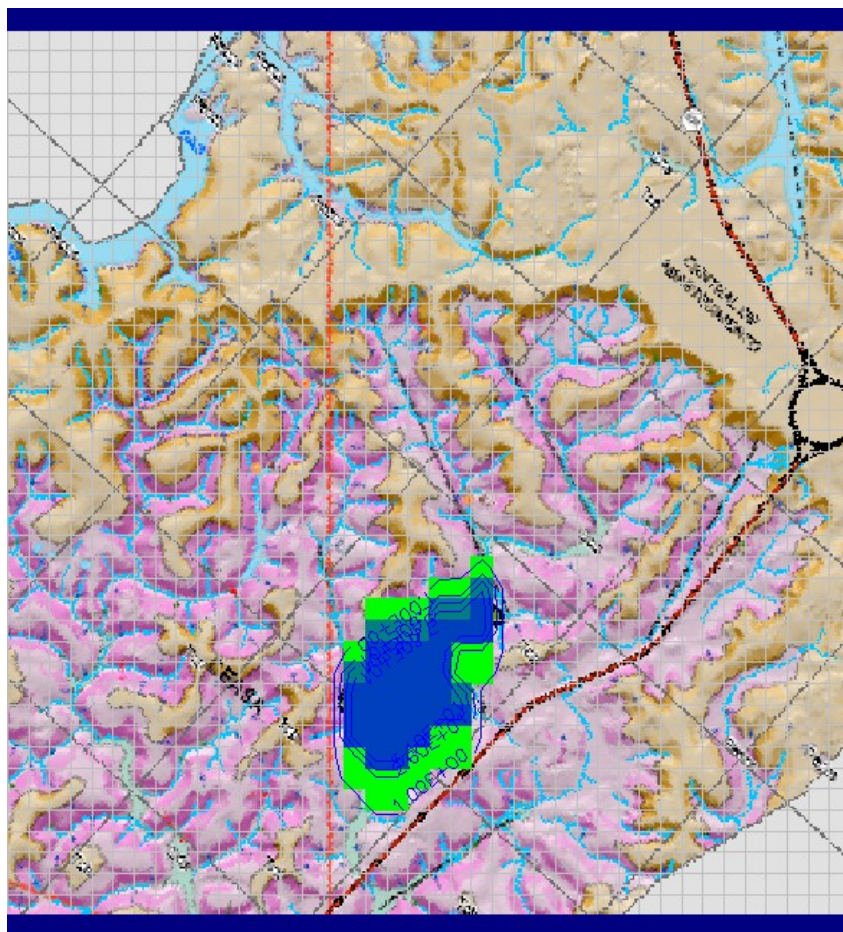
Um primeiro estudo foi realizado não considerando reações químicas. As Figuras 5.3, 5.4, 5.5, 5.6 e 5.7 apresentam a propagação da pluma contaminante na primeira camada para um tempo estimado de 10, 20, 30, 40 e 50 anos, respectivamente.

Os valores de dispersividade utilizados nas simulações apresentaram influência no comportamento dos poluentes.

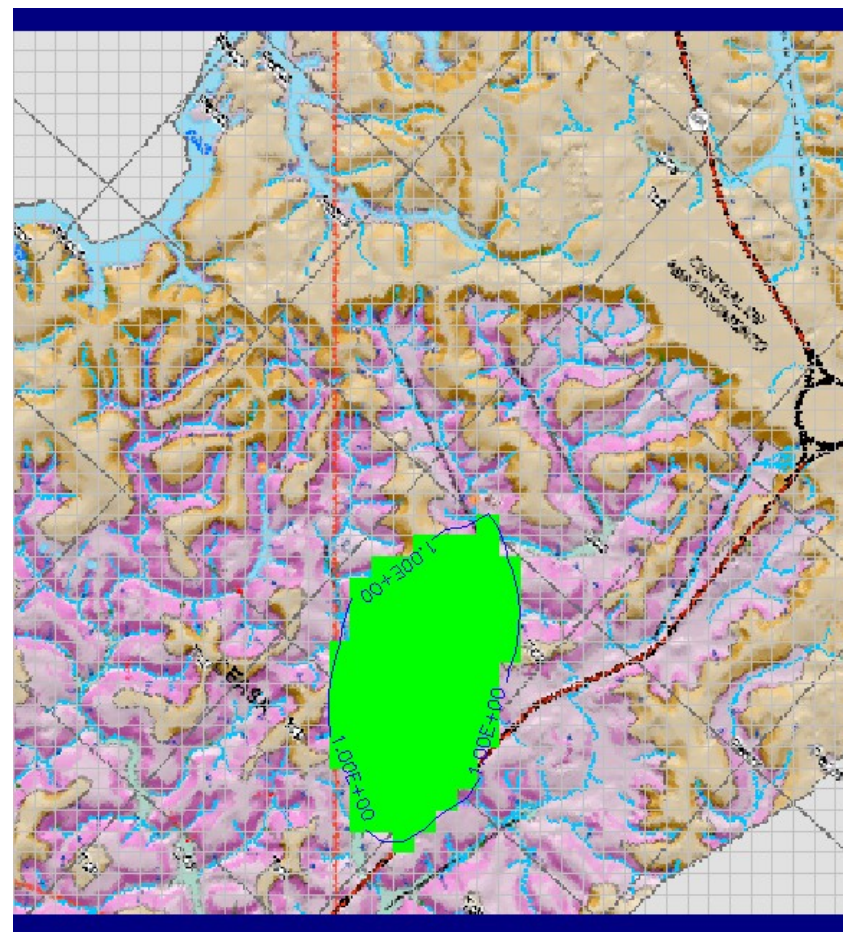
Comparando-se os modelos obtidos, percebe-se uma diferença considerável, devido aos diferentes valores de dispersividade adotados. As linhas em azul demonstram as concentrações do poluente.

Nas figuras com valor de dispersividade maior, a pluma espalhou-se mais rapidamente, chegando a atingir as últimas camadas do solo.

Esta simulação não considerou o transporte reativo de contaminantes.



(a) dispersividade longitudinal igual a 10m



b) dispersividade longitudinal igual a 1000m

FIGURA 5.3 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 10 anos.

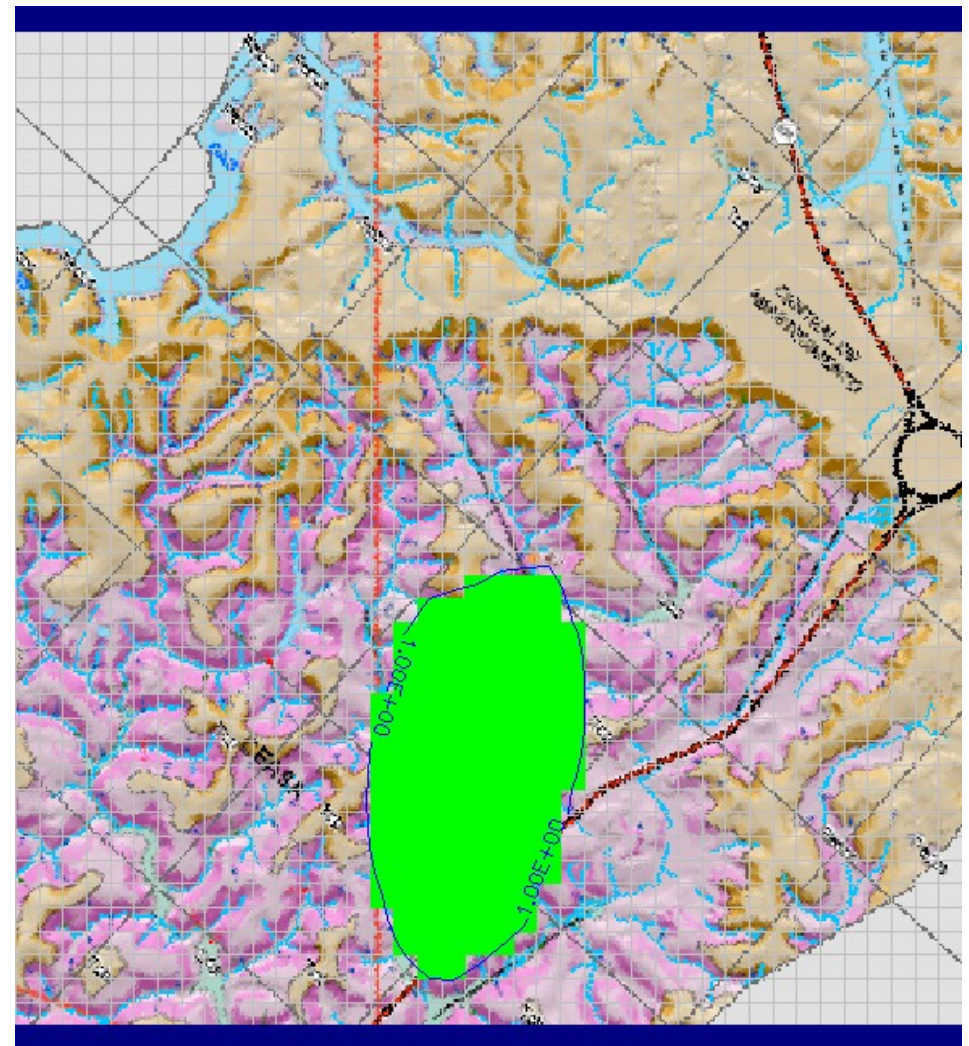
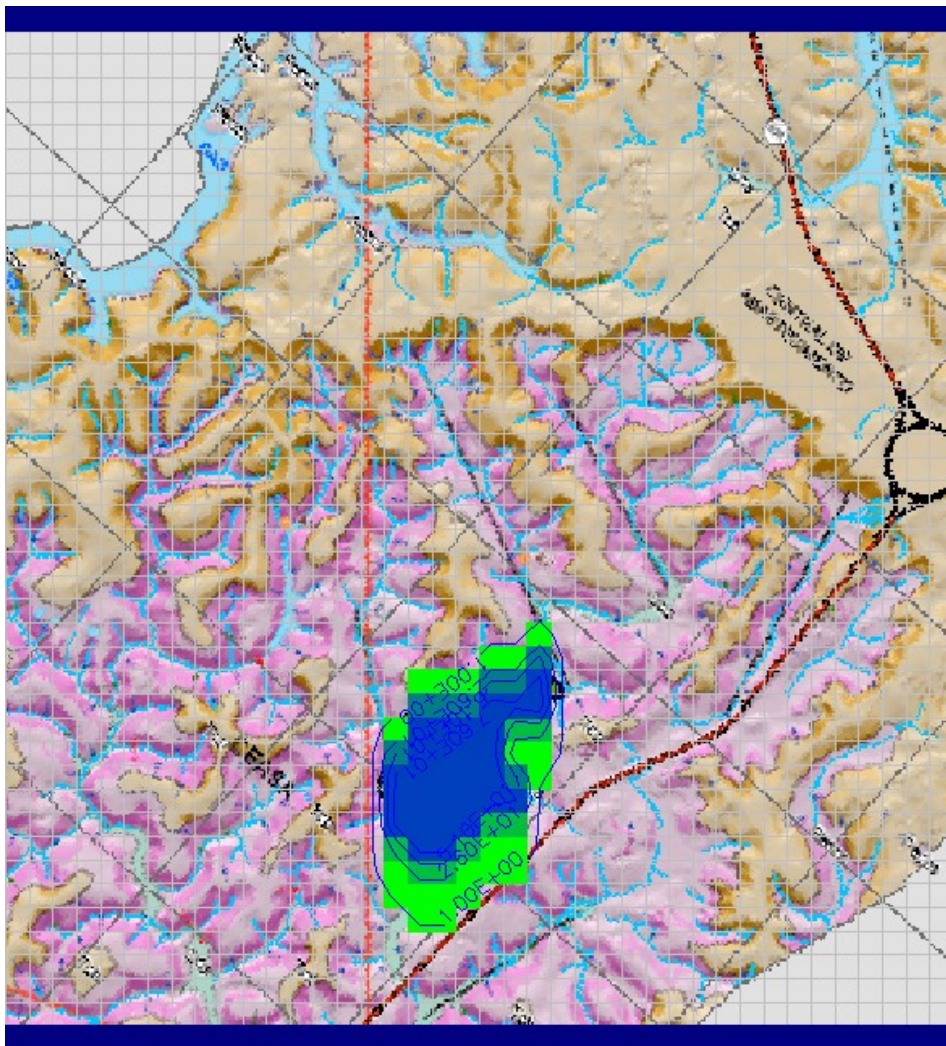


FIGURA 5.4 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 20 anos.

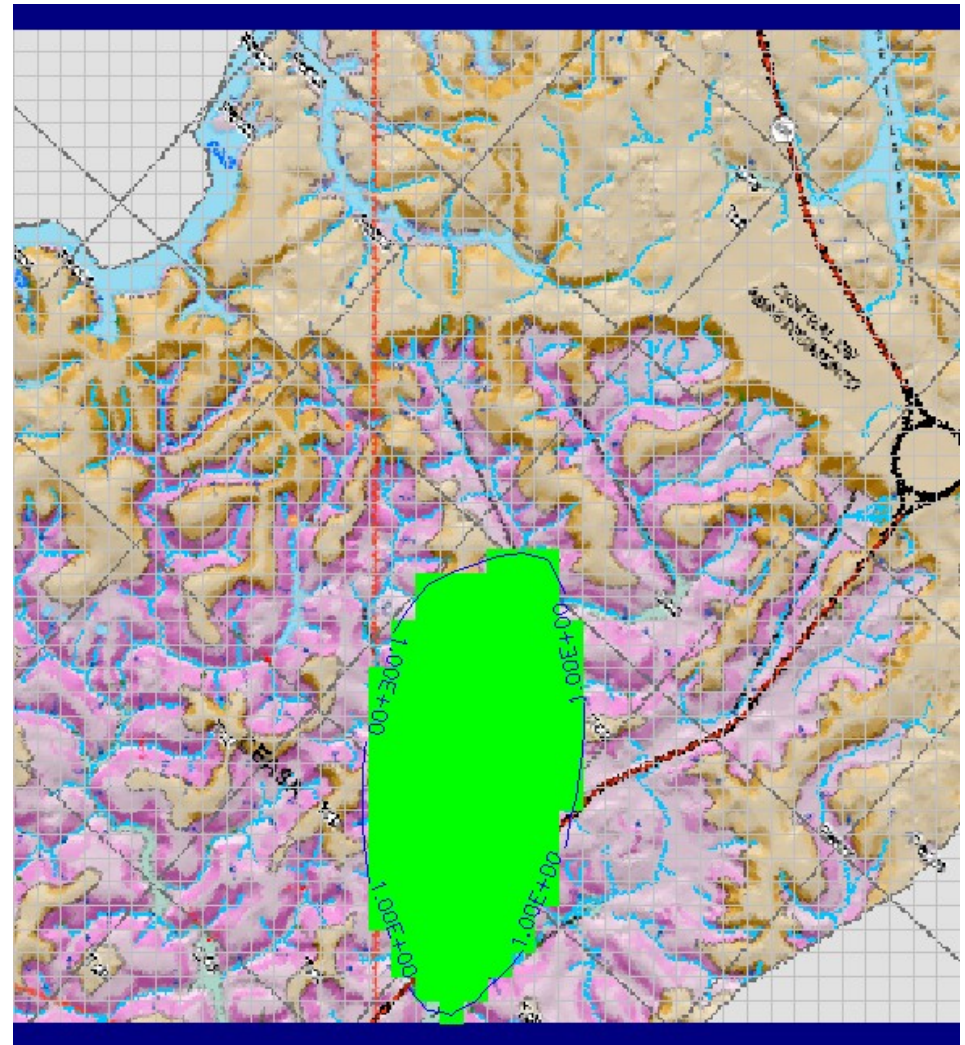
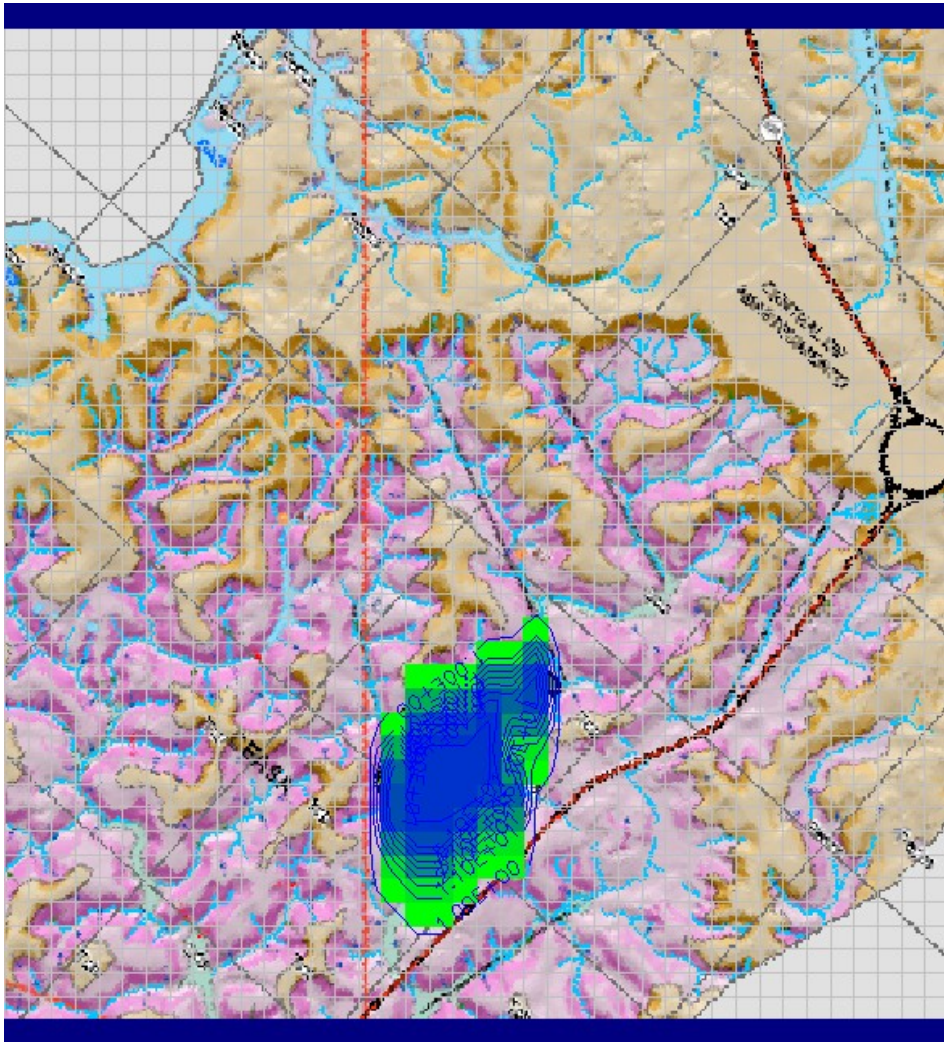


FIGURA 5.5 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 30 anos.

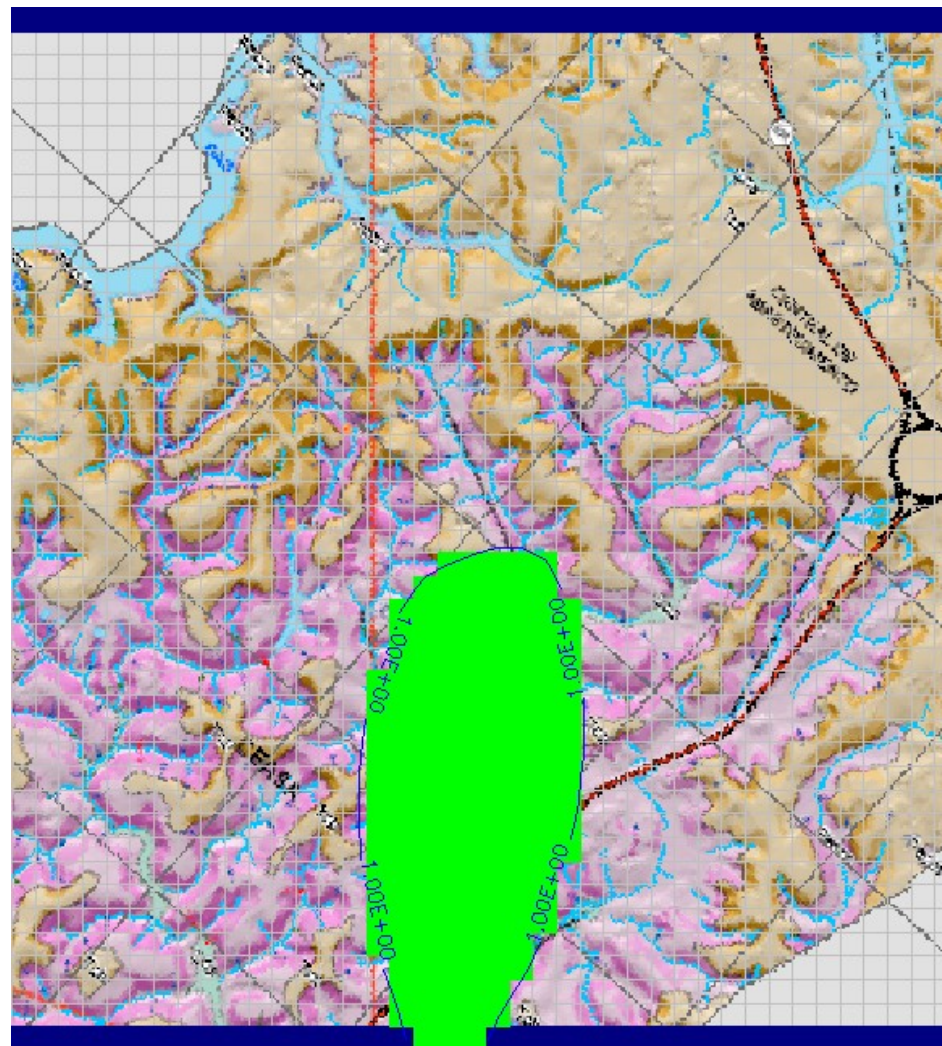
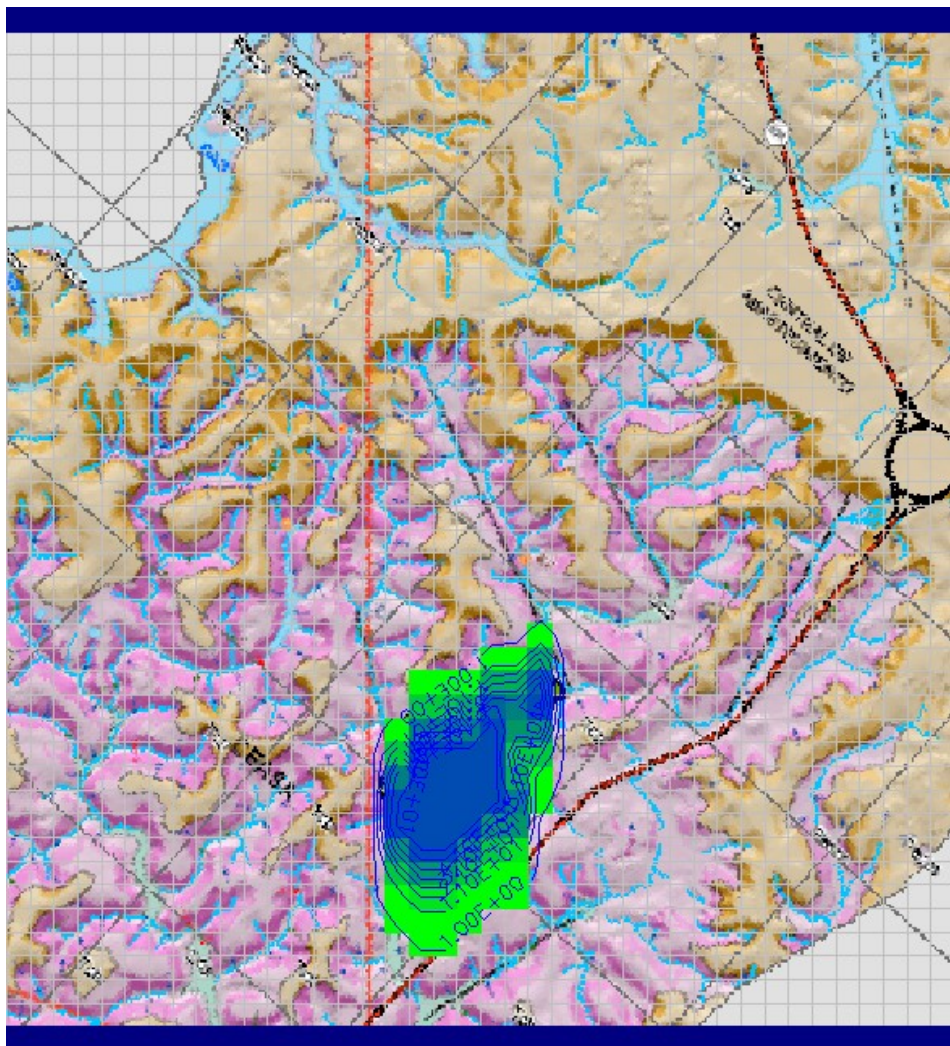


FIGURA 5.6 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 40 anos.

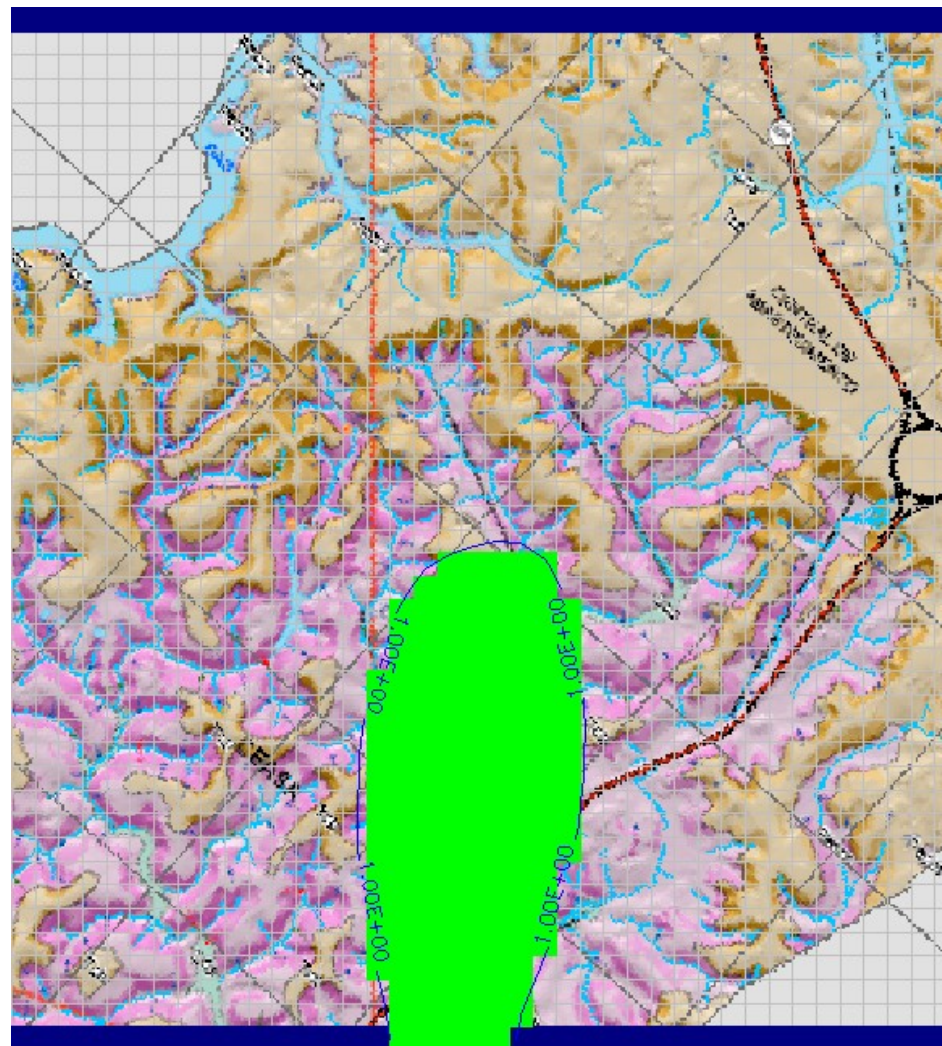
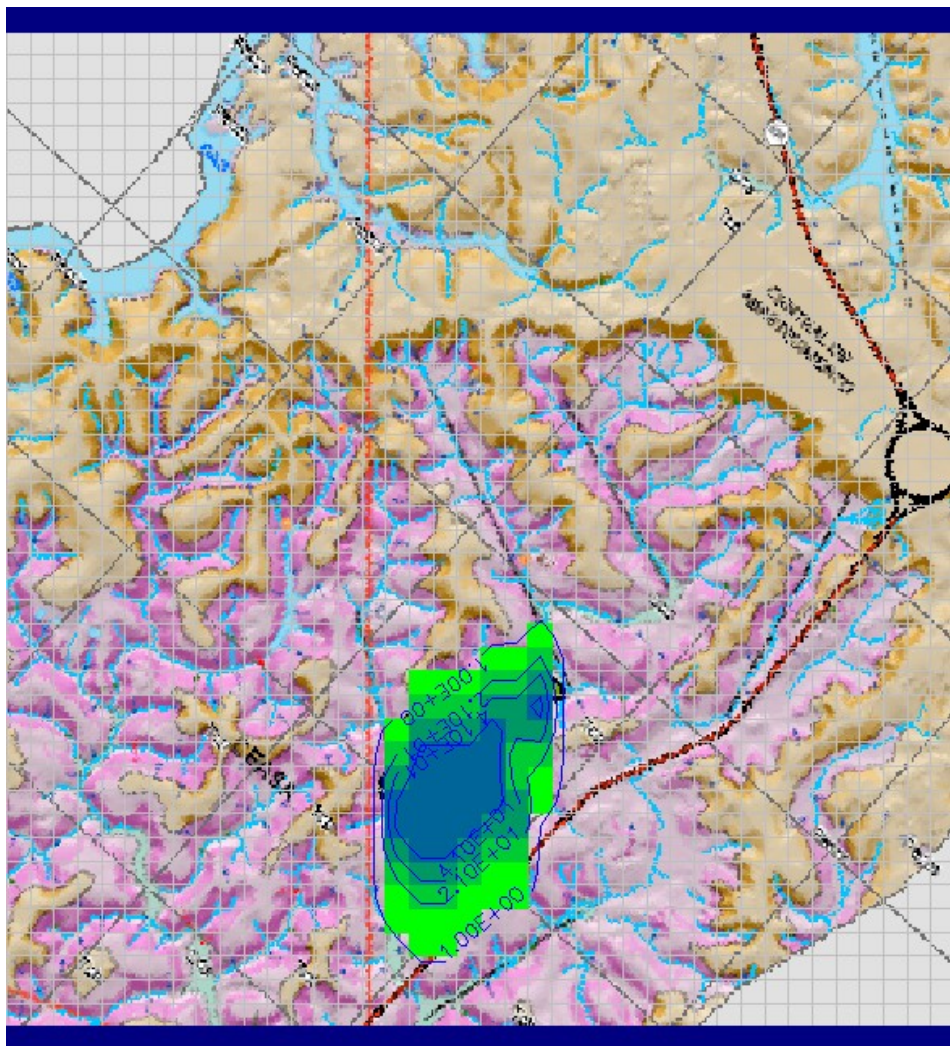
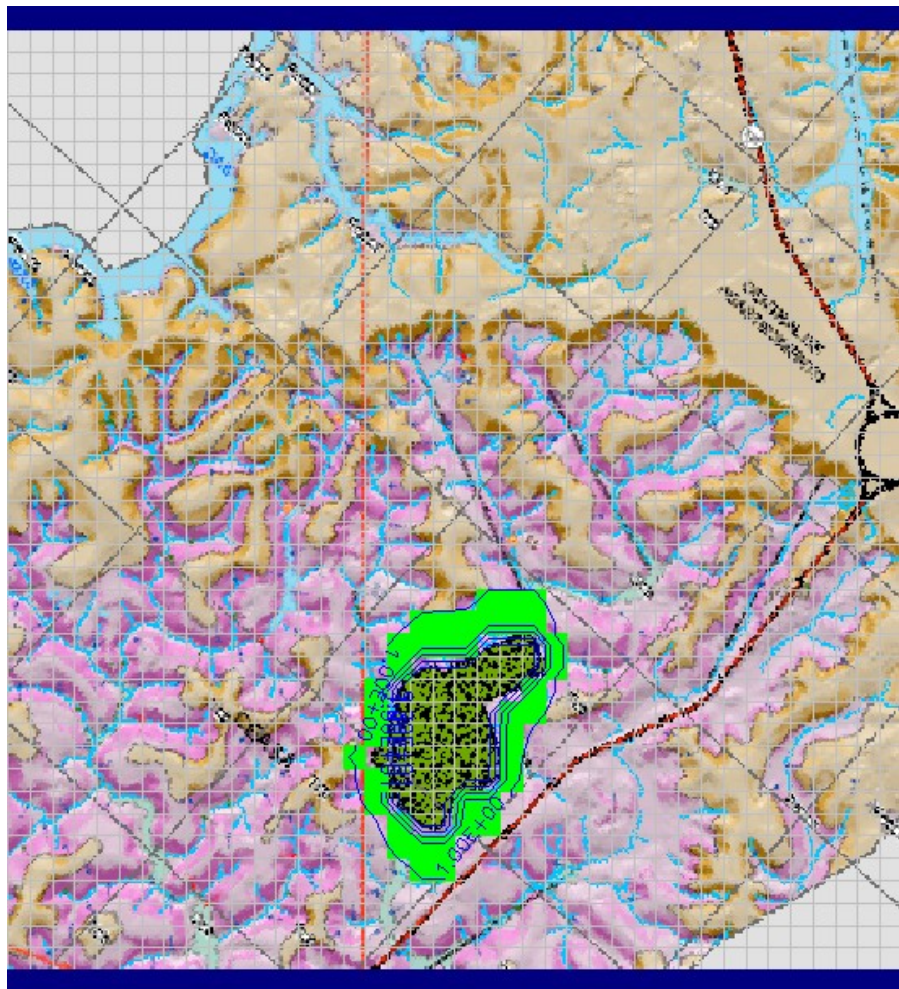


FIGURA 5.7 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 para um tempo de 50 anos.

Um segundo conjunto de simulações foi realizado considerando a influência do transporte reativo no solo. As Figuras 5.8, 5.9, 5.10, 5.11 e 5.12 apresentam a propagação da pluma contaminante utilizando as Isotermas de Freundlich e de Langmuir. Os parâmetros das isotermas foram retirados de COSTA (2002) que realizou ensaios em solo arenoso de Sauípe.

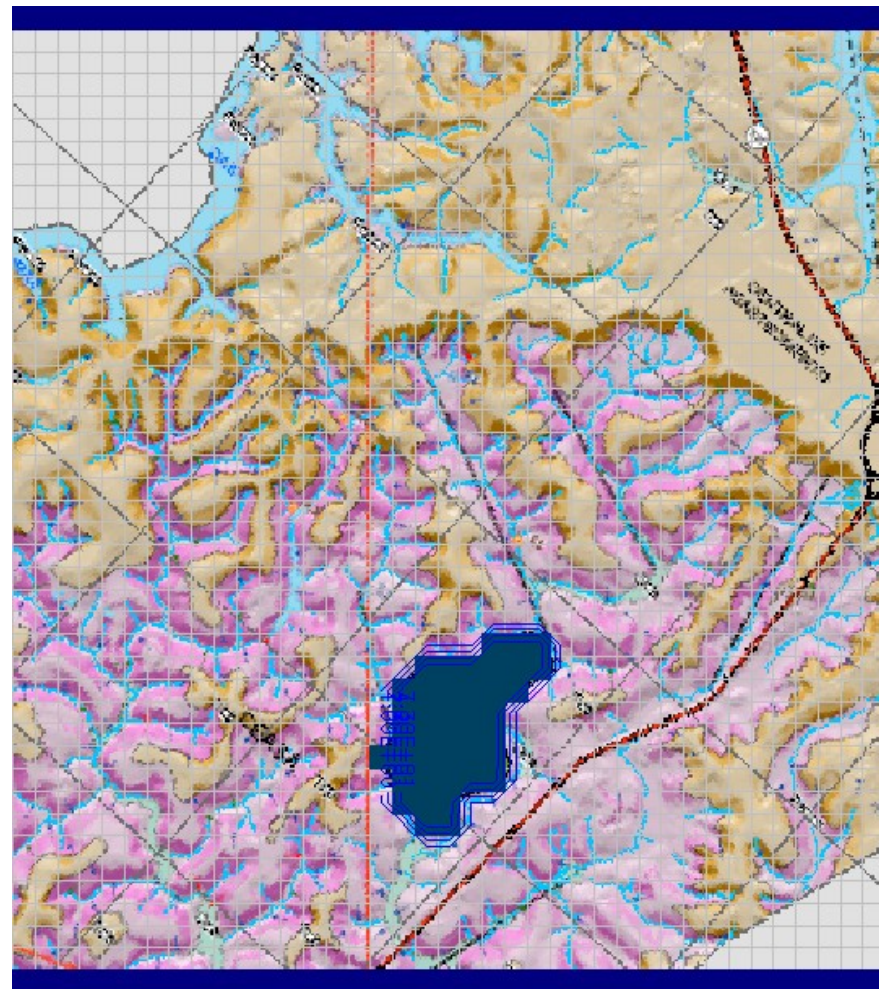
Nas simulações em que foi utilizada a isoterma de Langmuir, as reações ocorrem rapidamente, a atenuação se processa de forma mais rápida na região inicialmente contaminada.

Com a isoterma de Freundlich as reações não são tão rápidas, entretanto, verifica-se também que o fenômeno de atenuação se processa primeiro na região do aterro.



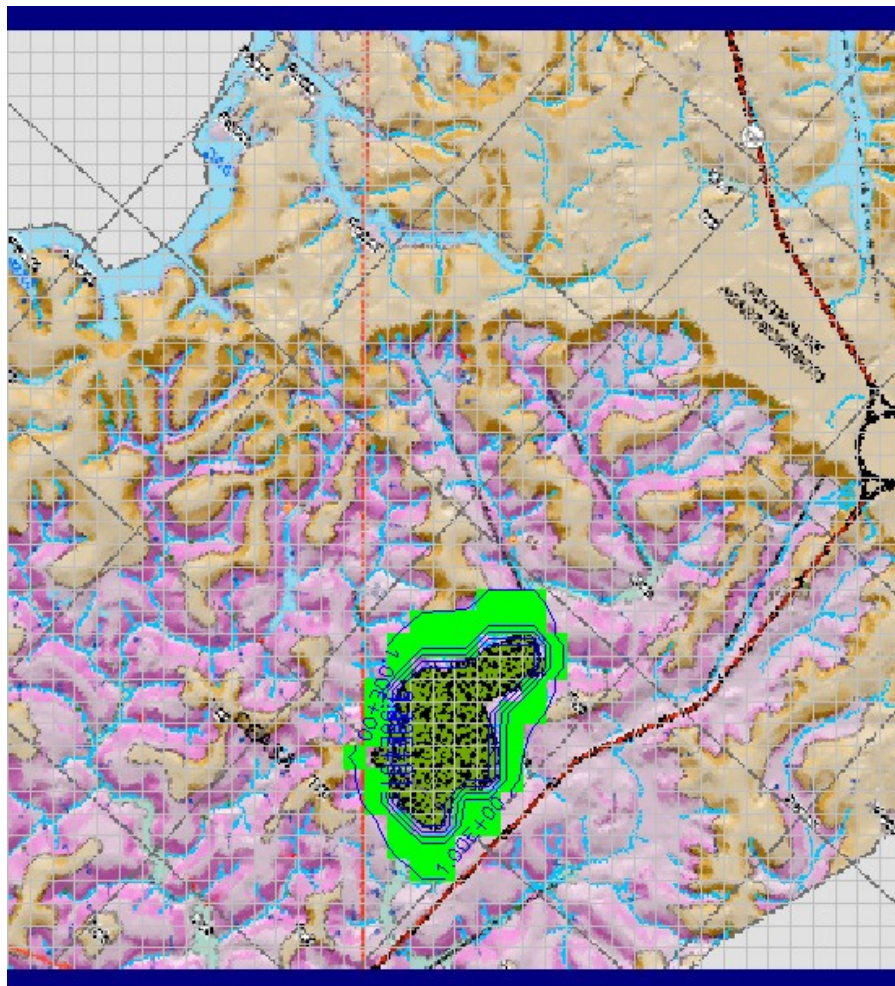
(a)

Freundlich

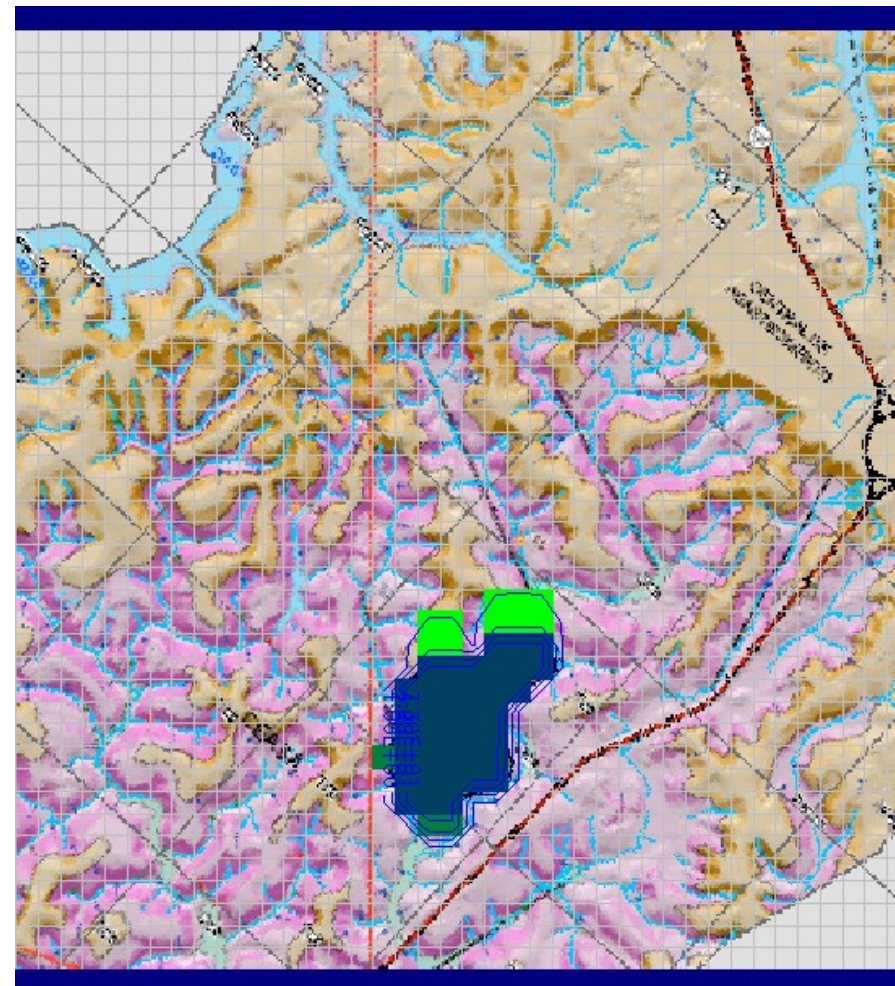


(b) Langmuir

FIGURA 5.8 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 10 anos.

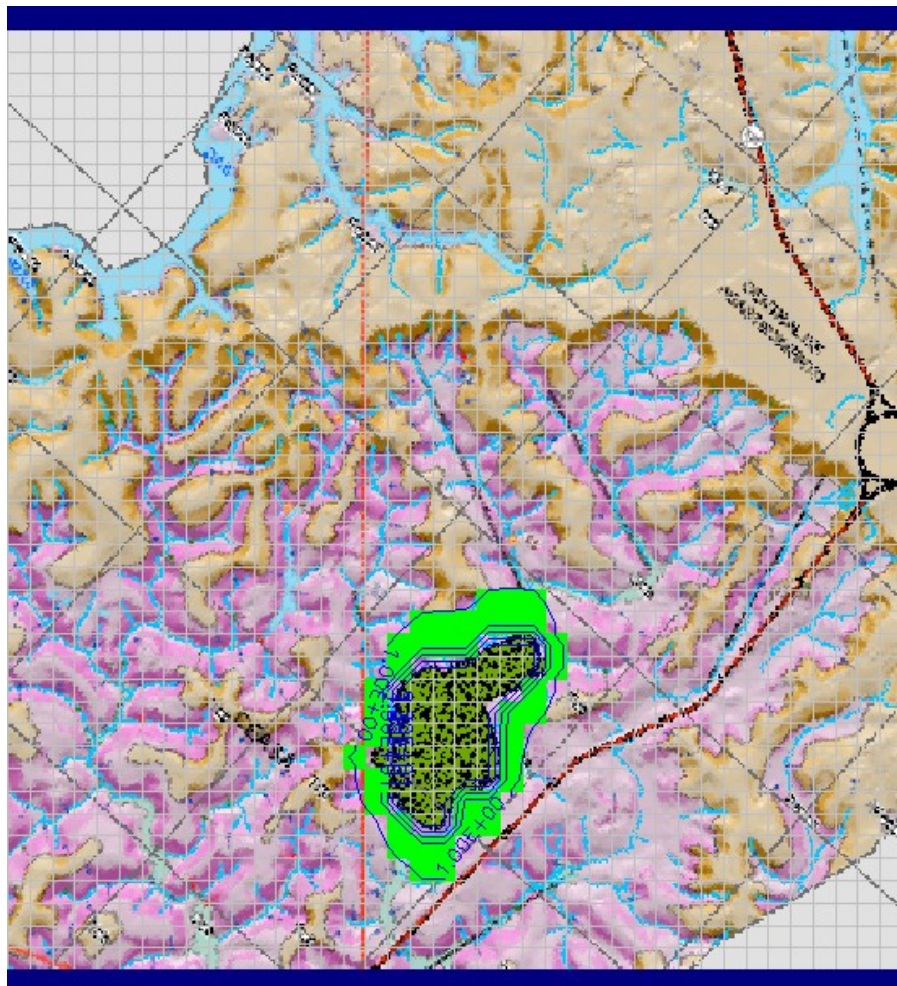


(a) Freundlich

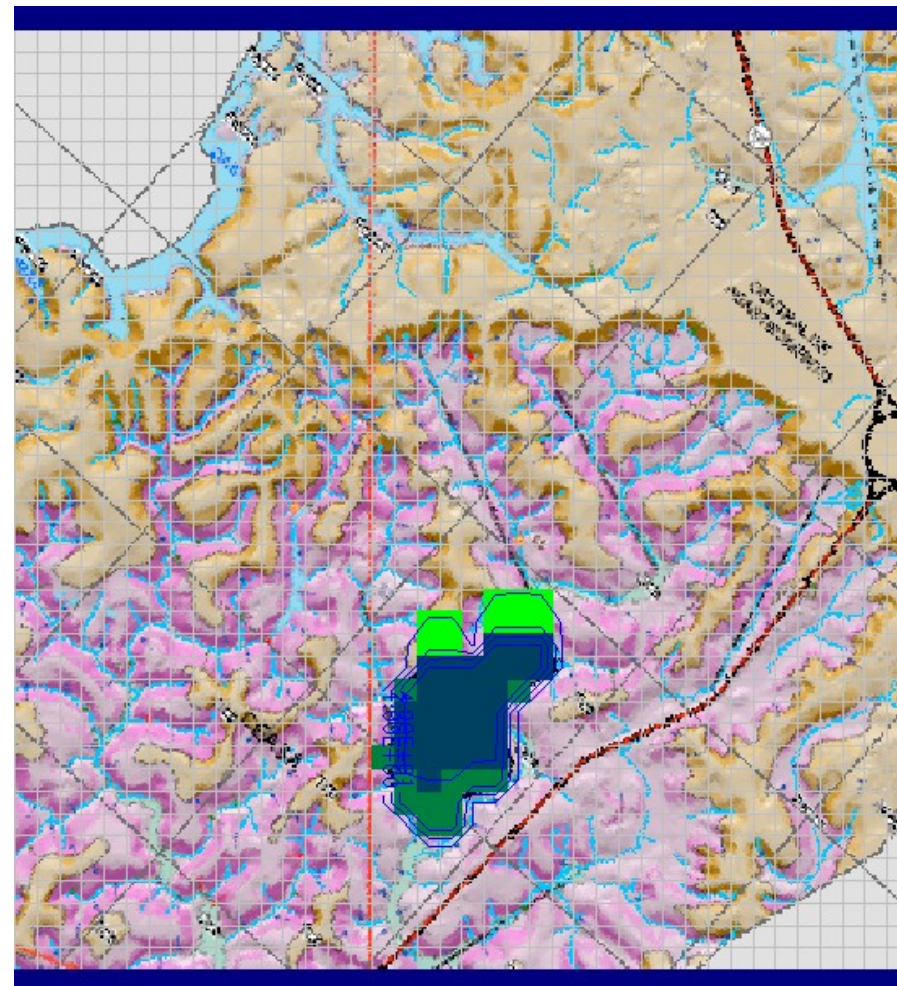


(b) Langmuir

FIGURA 5.9 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 20 anos.

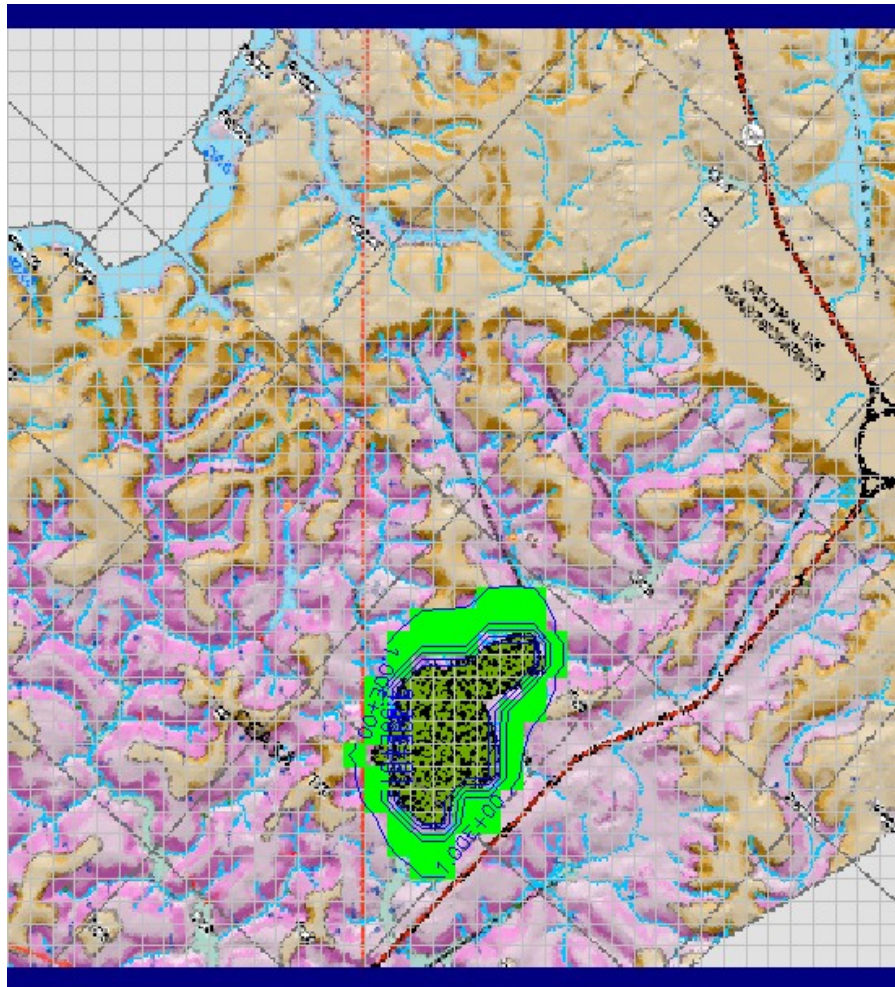


(a) Freundlich

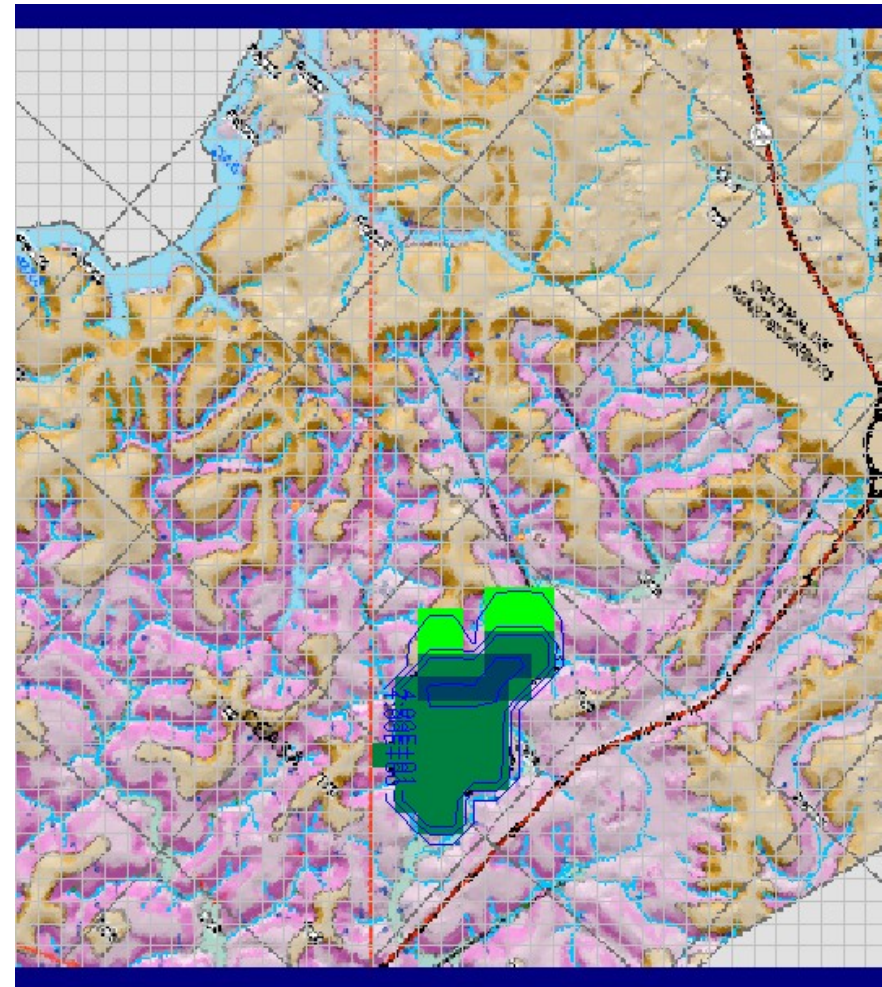


(b) Langmuir

FIGURA 5.10 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 30 anos.

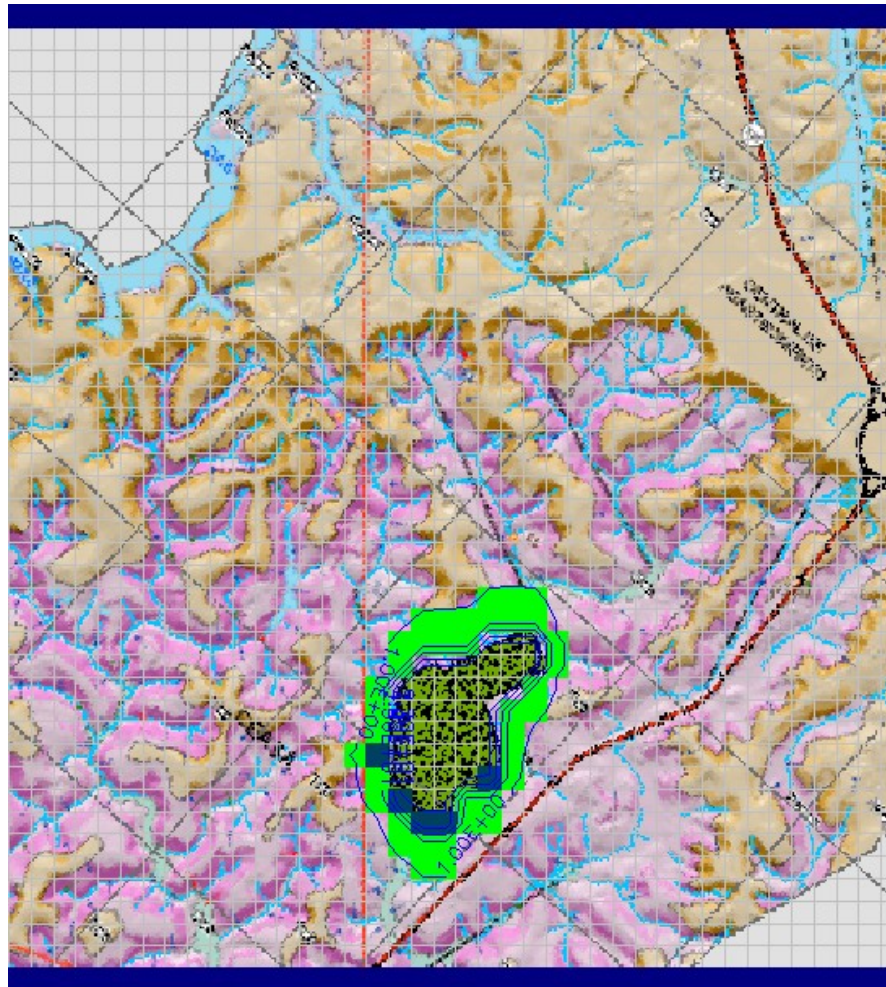


Freundlich

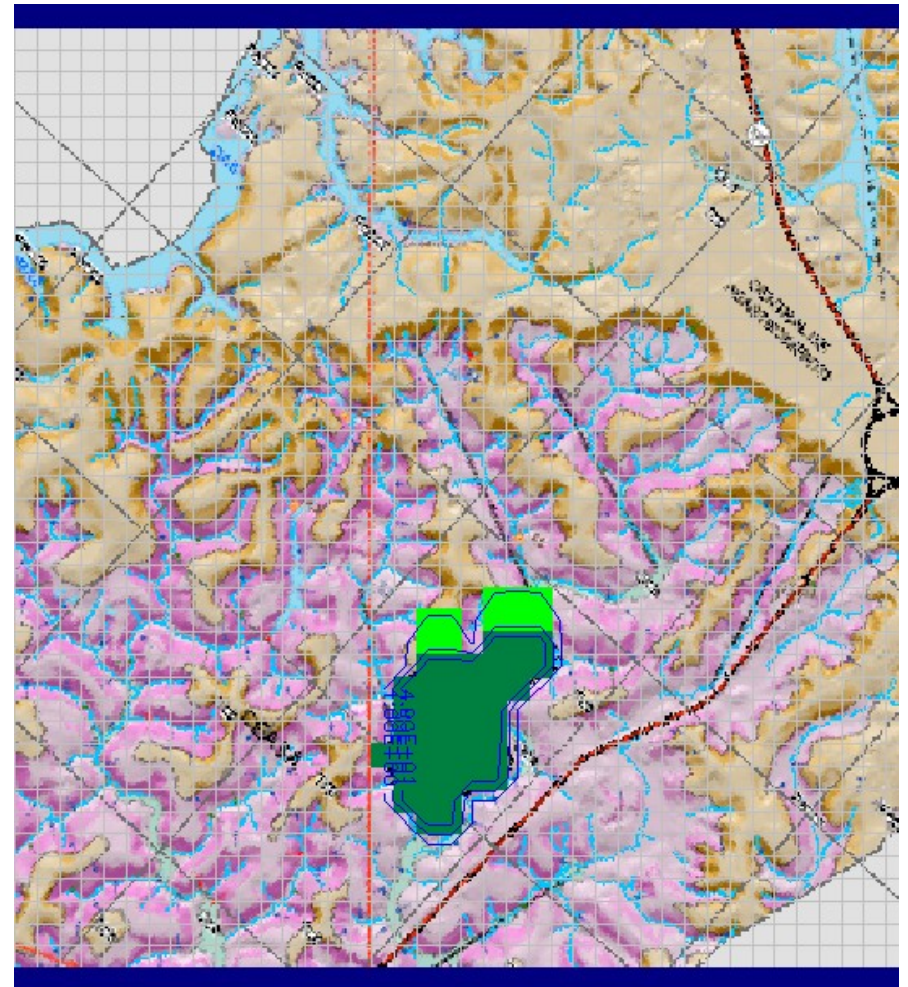


(b) Langmuir

FIGURA 5.11 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 40 anos.



(a) Freundlich



(b) Langmuir

FIGURA 5.12 – Propagação da pluma contaminante na camada 1 considerando o transporte reativo para 50 anos.

Foi simulada a implantação de um ponto de monitoramento no centro do aterro sanitário, conforme representado a Figura 5.13. Este ponto de monitoramento apresenta dados sobre a propagação da concentração em função do tempo para as isotermas de Langmuir e Freundlich.

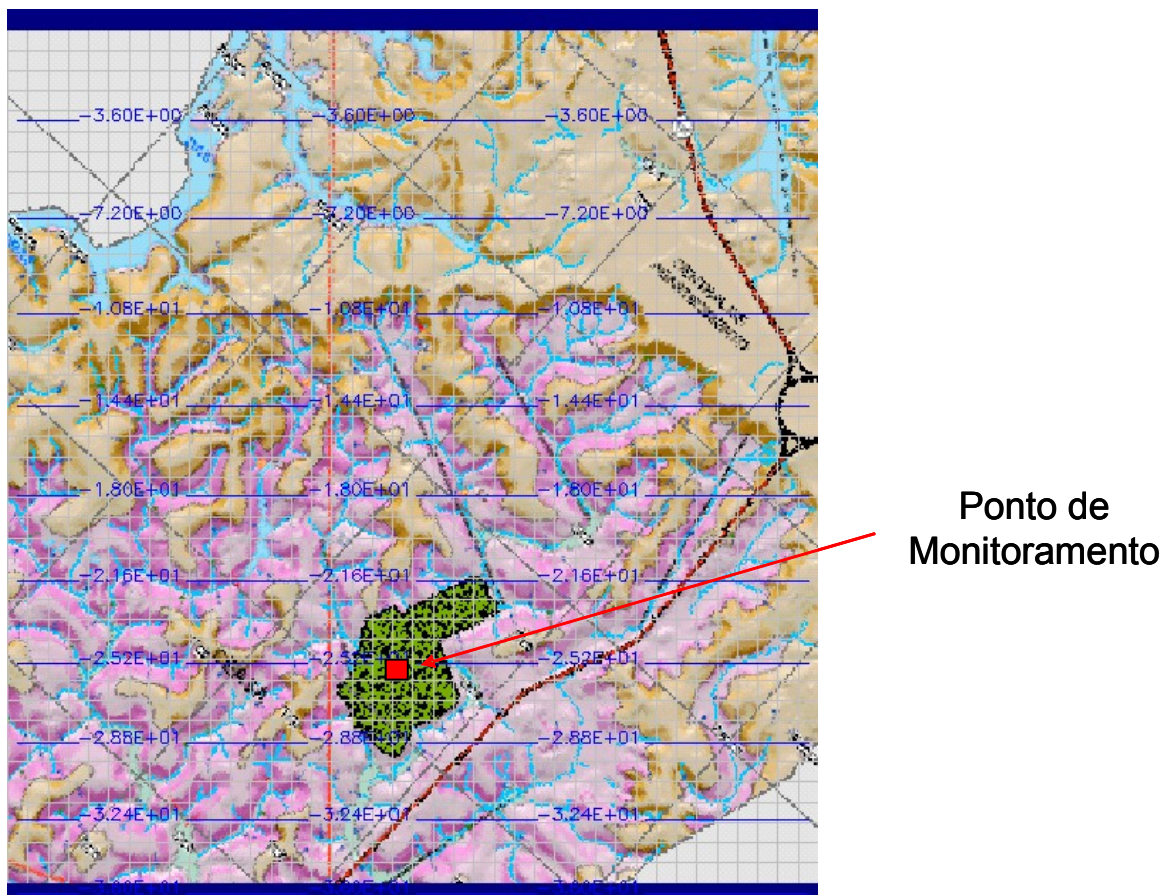


FIGURA 5.13 – Ponto de monitoramento da propagação da concentração em função do tempo.

A partir da Figura 5.13 obteve-se a Figura 5.14, propagação da concentração do contaminante em função do tempo para as isotermas de Langmuir e Freundlich.

A Figura 5.14 apresenta o comportamento diferenciado do contaminante frente a utilização das isotermas. Percebe-se que quando se utilizou a isoterma de Langmuir, a concentração do contaminante é menor, após decorrido o tempo de 50 anos, quando comparado aos valores de concentração quando utilizada a isoterma de Freundlich.

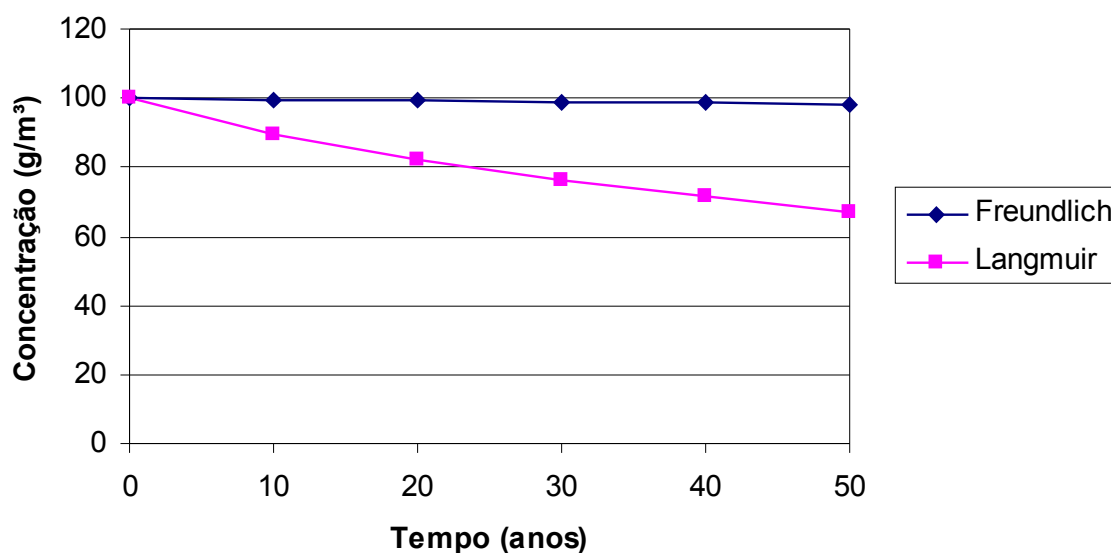


FIGURA 5.14 – Propagação da concentração em função do tempo para as isotermas de Langmuir e Freundlich.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como finalidade demonstrar a aplicação da simulação numérica para os processos de transporte de contaminantes a partir da percolação de lixiviados em áreas utilizadas para a disposição final de resíduos sólidos urbanos.

Nas simulações realizadas obteve-se, primeiramente, um modelo simplificado de fluxo que permitiu observar o comportamento da água subterrânea.

A propagação dos poluentes no subsolo foi verificada avaliando-se a influência do valor da dispersividade longitudinal.

Os resultados propiciam estimar o comportamento dos contaminantes frente a diversas situações que podem ser simuladas.

No primeiro conjunto de simulações estudou-se a influência da dispersividade. Com efeito escala da dispersividade valores entre 10m e 1000m seriam válidos para o modelo.

Percebe-se que para a dispersividade de 1000m obtêm-se uma pluma de contaminação que segue o gradiente hidráulico do modelo mostrando um processo de contaminação no entorno do aterro.

O segundo conjunto de simulações levou em conta as reações químicas de atenuação da contaminação. Levando-se em conta as reações a área contaminada torna-se bem menor.

Com as duas isotermas utilizadas a isoterma de Langmuir apresentou um resultado onde a região contaminada inicialmente (aterro) teve uma atenuação bem mais rápida que quando utilizando a isoterma de Freundlich.

Deve-se levar em consideração nos resultados que os parâmetros utilizados para a entrada no programa foram obtidos a partir da literatura. A utilização de

dados obtidos em laboratório ou em trabalhos de campo permite alcançar resultados mais próximos da realidade.

Executando-se poços de monitoramento, é possível obter dados que podem ser comparados com os resultados das simulações numéricas.

Estas simulações permitiram verificar a aplicação do programa PMWIN / MODFLOW nos estudos relativos a transporte de poluentes, contribuindo para uma maior compreensão dos processos de dispersão dos contaminantes, permitindo, inclusive a identificação de pontos críticos nas áreas afetadas para implementação de planos de monitoramento.

Sugestões Futuras

Como sugestão para trabalhos futuros, pode-se realizar trabalhos de campo e laboratório, a fim de se obter os parâmetros necessários, para a entrada do programa, o que procederá em resultados mais próximos da realidade.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 1987.

ANJOS, J.A.S.A. **Avaliação da Eficiência de uma Zona Alagadiça (Wetland) no Controle da poluição por Metais Pesados: O Caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

ARARUNA, J.T.J. *et al.* **Emprego de Ferramentas Numéricas na Investigação Ambiental de Campo** *in*: Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia Ambiental, Ouro Preto, 2002.

AZAMBUJA, E.; CANCELIER, D.B.; NANNI, A.S.; SCHMIDT, A. **Contaminação dos solos por LNAPL: discussão sobre diagnóstico e remediação**. In: II Seminário sobre a Prática de Engenharia Geotécnica na Região Sul Geosul 2000, Porto Alegre.

AZEVEDO, I.C.D. *et al.* **Coefficiente de Dispersão Hidrodinâmica e Fator de Retardamento de Metais Pesados em Solo Residual Compactado**. Revista Latino-americana de Geotecnia, Solos e Rochas, volume 26, nº 3, São Paulo, SP, 2003.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Trad. Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2 ed. Porto Alegre, RS, 2002.

BRANDÃO, R.L.S. **Contaminação de Poços Rasos no Bairro Brisamar, Itaguaí, RJ, por Derramamento de Gasolina: Concentração de BTEX e Avaliação da Qualidade da Água Consumida pela População**. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública da

Fundação Oswaldo Cruz, Departamento de Saneamento Ambiental, Rio de Janeiro, 2002.

CARVALHO, M. F. *et al.* **Avaliação do Potencial Erosivo do Solo Residual de Granulito e da Formação Barreiras da Cidade de Salvador.** XIII COBRAMSEG – Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Curitiba, 2006.

CAVALCANTI, S.S. *et al.* **Geofísica elétrica na caracterização da hidrologia subterrânea na região do Aterro Metropolitano Centro, Salvador, Bahia.** Revista Brasileira de Geofísica, 2001.

CHIANG, W-H. **3D-Groundwater Modeling with PMWIN.** Second Edition. Springer, Berlin, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** São Paulo, 2001.

CORDAZZO, J. **Modelagem e Simulação Numérica do Derramamento de Gasolina Acrescida de Álcool em Águas Subterrâneas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

COSTA, P.O.S. **Avaliação em Laboratório do Transporte de Contaminantes no Solo do Aterro Sanitário de Sauípe/BA.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

COSTA, A.T.M. da. **Modelação Matemática dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região de Moura.** Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia) – Universidade Técnica de Lisboa / Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2008.

- DANIEL, D.E. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. Chapman & Hall. London, 1993.
- DUARTE, A. A. L. S. *et al.* **Aplicação de Modelos Matemáticos ao Estudo da Dispersão Longitudinal no Rio Mondego**. Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Coimbra, 1999.
- FANTINATTI NETO, F.P. **Estudo do Transporte de Contaminantes na Área de Disposição de Resíduos Sólidos da Cidade de Campos dos Goytacazes – RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2007.
- FETTER, C.W. **Contaminant Hydrogeology**. Prentice Hall. Second Edition, 1999.
- MATEUS, M.S.C.S. **Proposta de Modelo para Avaliação do Balanço Hídrico de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Aterro Metropolitano Centro de Salvador-BA**. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2008.
- MONDELLI, G. **Investigação geoambiental em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos utilizando a tecnologia do piezocone**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Estruturas e Fundações) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- OLIVEIRA, I.B. de, & MACHADO, S.L. **5º Relatório de Andamento dos Serviços do Projeto de Pesquisa “Estudo da Migração de Poluentes Orgânicos Automotivos na Zona Vadosa”**. Salvador, 2006.
- OLIVEIRA, S. **Determinação de alguns Parâmetros Indicadores de Poluição por Efluente Líquido de um Aterro Sanitário**. Tese (Doutorado em Agronomia) –

Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, 2001.

PALMA, J. B. & ZUQUETTE, L.V. **Avaliação do comportamento de frente de contaminação em função dos diferentes valores dos coeficientes de dispersividade**. Boletim Paranaense de Geociências, Curitiba / PR, v. 56, 2005.

PARAGUASSÚ, A. B.; BOFF, F. E.; ZUQUETTE, L. V.. **Estudos Laboratoriais de Solos Lateríticos Visando Aplicação em Liners**. Geotecnia, Lisboa-Portugal, 2002.

PMS **Carta geológico-geotécnica Folha 2 de 5. Plano diretor de encostas**, **Arquivo: 1091-LAYOUT-GEO-F2-00**. SEMIN/CARG, PMS, Salvador/BA, 2004.

PROJETO PROSAB. **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades**. (Coletânea de Trabalhos Técnicos). Rio de Janeiro, 2002.

PROJETO PROSAB. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Rio de Janeiro, 2003.

RIVERA, R.N.C. **Modelagem da Dinâmica da água e do Potássio na Irrigação por Gotejamento Superficial**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

SILVA, C. de P.; VIDAL, D. de M. & QUEIROZ, P.I.B. **Efeito da Sorção no Transporte de Contaminantes Orgânicos em Solos Argilosos**. X ENCITA – Encontro de Iniciação Científica e Pós-Graduação do ITA. São José dos Campos, 2004.

SILVA, M.A.B. da . **Sistema de Classificação Fuzzy para Áreas Contaminadas por Petróleo e Derivados.** Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2005.

SISINNO, C.L.S. & MOREIRA, J.C. **Avaliação da Contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil.** Cadernos de Saúde Pública, 1996.

TODD, D.K.; MAYS, L.W. **Groundwater Hydrology.** Ed. Wiley, 2005.

THOMÉ, A.; KNOP, A. **Movimento de Contaminantes no Solo.** In: II Simpósio Nacional de Uso da Água na Agricultura, Passo Fundo, 2006.

ZHENG, C. & WANG, P.P. **MT3DMS – A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model.** University of Alabama, Tuscaloosa, Alabama, USA, 1999.