

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

INVESTIGAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE CONTAMINANTE NAS
ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO LIXÃO DO NOVO
GAMA (GO) POR MEIO DE MÉTODOS GEOFÍSICOS, QUALIDADE
DA ÁGUA E MODELAGEM HIDROLÓGICA

RODRIGO VIEIRA BOGÉA SOARES

ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI
CO ORIENTADOR: CARLOS T. C. NASCIMENTO

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

BRASÍLIA/DF, JULHO DE 2019
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**INVESTIGAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE CONTAMINANTE NAS
ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO LIXÃO NO NOVO
GAMA (GO) POR MEIO DE MÉTODOS GEOFÍSICOS, QUALIDADE
DA ÁGUA E MODELAGEM HIDROLÓGICA**

RODRIGO VIEIRA BOGÉA SOARES

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL 2 SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

RICARDO TEZINI MINOTI, Doutor (ENC/UnB)
(ORIENTADOR)

LENORA NUNES LUDOLF GOMES, Doutora (ENC/UnB)
(EXAMINADORA INTERNA)

GUSTAVO ANTONIO CARNEIRO, Doutor (ADASA)
(EXAMINADOR EXTERNO)

Brasília/DF, 12 de julho de 2019

FICHA CATALOGRÁFICA

V. B. SOARES, RODRIGO

INVESTIGAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE CONTAMINANTE NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO LIXÃO DO NOVO GAMA (GO) POR MEIO DE MÉTODOS GEOFÍSICOS, QUALIDADE DA ÁGUA E MODELAGEM HIDROLÓGICA

ix, 89 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2019)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|-----------------------------|--------------------|
| 1. CONTAMINAÇÃO POR CHORUME | 2. LIXÕES |
| 3. MÉTODO DA RESISTIVIDADE | 4. ANÁLISE DE ÁGUA |
| 5. SWAT | |

I. ENC/FT/UnB

II. MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SOARES, R. V. B. (2019). *Investigação da ocorrência de contaminante nas águas superficiais e subterrâneas no Lixão do Novo Gama (GO) por meio de métodos geofísicos, qualidade da água e modelagem hidrológica*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 89p.

CESSÃO DE DIREITOS

RODRIGO VIEIRA BOGÉA SOARES

INVESTIGAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE CONTAMINANTE NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS NO LIXÃO DO NOVO GAMA (GO) POR MEIO DE MÉTODOS GEOFÍSICOS, QUALIDADE DA ÁGUA E MODELAGEM HIDROLÓGICA

Bacharel em Engenharia Ambiental / 2019

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

Rodrigo Vieira Bogéa Soares
rodrigobogea@hotmail.com

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Mauro e Mara, aos meus irmãos Daniel e Luisa e à minha prima Alice, por todo amor, carinho e paciência, e por terem possibilitado que os estudos fossem o foco principal dessa etapa de minha vida.

Aos professores Ricardo Minoti, Carlos Nascimento e Sérgio Koide por todas orientações (formais e informais) que tornaram esse estudo possível. Em especial aos meus orientadores, Ricardo e Carlos, que exaustivamente auxiliaram nas inúmeras saídas de campo envolvidas. Também à Letícia, por ter sido uma ótima companheira na execução do estudo, juntamente com os professores citados.

Ao Paulino, por ter possibilitado as análises realizadas no cromatógrafo iônico do Instituto de Biologia. À Alice Pereira, pelo suporte técnico no uso do modelo SWAT. À Jennifer, Camila, Lucas, Atman e Mario, que auxiliaram em diversas saídas de campo.

Ao seu Zeca, Janaína e a todos moradores e funcionários da prefeitura do Novo Gama (GO) que tanto nos auxiliaram nas visitas ao município, sempre com ótima disposição e boa vontade em tornar tudo o mais simples e prazeroso possível. Em especial aos moradores das chácaras em torno do Lixão, que nos deram acesso às suas propriedades e inclusive compartilharam sua comida conosco.

Aos meus amigos Tainá, Pedro A., Pedro H., David, Gabriel A., Gabriel D., Atman, Mateus A., Mateus M., Mario, Rebeca, Rayssa, Luan, Rodrigo, Marcus, Vitor e todos outros que compartilharam momentos de diálogo, estudos e reflexões, os quais serão inesquecíveis. Com certeza fizeram parte e minha construção como ser humano.

Aos meus chefes de dois estágios extremamente marcantes, Pedro Batista, no extinto Ministério das Cidades, e Andrea Portugal, no SLU. Por vocês criei imensa admiração pela forma de trabalho e valorização de seus princípios em todos os momentos.

À Flua Consultoria Ambiental e todos que também fizeram parte de sua estruturação, obrigado por terem acrescentado tantos conhecimentos profissionais, acadêmicos, interpessoais e pessoais.

A gratidão pela participação de todos no meu desenvolvimento como ser humano e Engenheiro Ambiental é imensa.

RESUMO

Como uma das principais formas de disposição final de resíduos sólidos no Brasil, os lixões são reconhecidos como uma das maiores ameaças para as águas superficiais, solos e águas subterrâneas que o cercam, em função do escoamento e infiltração de lixiviado. O objetivo deste estudo foi avaliar a contaminação de chorume proveniente do Lixão do Novo Gama (GO) nas águas superficiais, por meio de análises físicas, químicas e biológicas (método direto), e no subsolo, por meio de perfilagens elétricas horizontais utilizando o método geofísico da eletrorresistividade (método indireto). Para isso foram monitoradas 2 córregos próximos da área de deposição de resíduos, e 4 Linhas de levantamento geofísico a montante das nascentes, de forma que os métodos fossem complementares e possibilitassem uma avaliação conjunta dos dados. Foi determinada a resistividade de 50 Ω .m como valor de referência para a provável presença de contaminante no subsolo, e foram definidos o cloreto, pH, DQO, Condutividade Elétrica e nitrato como principais parâmetros utilizados na determinação da contaminação nas nascentes. Os resultados mostraram que um dos córregos está com indícios de lixiviado proveniente de escamento superficial, no mesmo lado em que dois prováveis fluxos de contaminantes ultrapassaram poucos metros do limite do Lixão. No outro lado, o córrego monitorado não apresentou evidências de mistura com chorume, entretanto foi identificado o principal fluxo do suposto contaminante no subsolo, que já registra avanço de cerca de 150 metros a jusante de antigas lagoas de chorume do local. Para comprovação da presença de chorume nos fluxos de umidade subterrânea identificados, ainda se faz necessária a aplicação de um método direto de análise. A fim de complementar a geração de dados com enfoque de primeira aproximação sobre os impactos na área, também foi executada uma simulação hidrológica preliminar pelo SWAT, com o levantamento, em linhas gerais, de algumas grandezas relacionadas com a recarga de águas subterrâneas no aquífero local. O entendimento dos limites da área contaminada na região, propiciado pela pesquisa, é extremamente importante para alertar a população direta e indiretamente afetada sobre os riscos do consumo da água local. Além disso, os resultados servem de alerta ao Poder Público a fim de que sejam observados possíveis impactos ainda maiores que podem ocorrer caso a situação permaneça descontrolada, e também para auxiliar em eventuais ações de remediação da área.

Palavras chave: Contaminação por chorume; Lixões; método da eletrorresistividade; análise das águas superficiais; SWAT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Disposição final dos RSU coletados no Brasil em 2017 (t/ano) (fonte: Panorama dos RSU do Brasil em 2017, ABRELPE).	8
Figura 3.2 - Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia) (fonte: Panorama dos RSU do Brasil em 2017, ABRELPE).	8
Figura 3.3 - Arranjo de Wenner (adaptado de Keary <i>et al</i> , 2009).	15
Figura 3.4 - Ciclo hidrológico (fonte: Finotti <i>et al</i> , 2009).	18
Figura 3.5 - Foto em campo do lixão do Novo Gama (GO) (agosto de 2018).	32
Figura 3.6 - Foto em campo do processo de combustão espontânea dos resíduos no Lixão (agosto de 2018).	33
Figura 3.7 - Foto da atual portaria para entrada de resíduos para descarga no Lixão (janeiro de 2019).	33
Figura 3.8 – Foto do galpão de recuperação de resíduos recicláveis do Lixão (agosto de 2018).	34
Figura 4.1 - Metodologia geral do estudo.	35
Figura 4.2 - Mapa de localização do lixão do Novo Gama (GO).	36
Figura 4.3 – Identificação da área de estudo.	37
Figura 4.4 - Mapa de fraturas geológicas (Fonte: adaptado do mapa geológico da RIDE-DF).	38
Figura 4.5 – Hipsometria da área de estudo.	38
Figura 4.6 - Hidrografia da região de estudo.	39
Figura 4.7 - Localização das lagoas de chorume desativadas no entorno da área do Lixão do Município do Novo Gama (GO).	40
Figura 4.8 - Nascentes monitoradas na área do entorno do Lixão do Município do Novo Gama (GO).	41
Figura 4.9 - Nascente Jacobina.	42
Figura 4.10 - Nascente Riacho Doce 3	42
Figura 4.11 - Resistivímetro Geopulse utilizado em campo.	46
Figura 4.12 - Linhas de aplicação do método da resistividade.	47
Figura 4.13 – Foto em campo do levantamento de dados na Linha B (fevereiro de 2019).	48
Figura 4.14 - Seção do levantamento da resistividade do solo.	49
Figura 4.15 - Linha completa de levantamento da resistividade do solo.	49
Figura 4.16 - Localização da bacia de estudo.	53

Figura 4.17 - Pedologia da bacia de estudo.	54
Figura 4.18 - Uso e ocupação da bacia de estudo.....	55
Figura 4.19 - Áreas de drenagem das estações de monitoramento utilizadas.	55
Figura 4.20 - Formação da base de dados, execução, verificação e outputs da modelagem no SWAT para a área de estudo.	57
Figura 5.1 - Linha A de eletrorresistividade do solo	63
Figura 5.2 - Linha B de eletrorresistividade do solo	64
Figura 5.3 - Linha C de eletrorresistividade do solo	64
Figura 5.4 - Linha D de eletrorresistividade do solo	65
Figura 5.5 - Áreas identificadas como contaminadas nas 4 Linhas	68
Figura 5.6 - Espacialização da contaminação identificada e suas direções.	69
Figura 5.7 - Comparação da vazão simulada com as vazões estimadas por vazão específica de cada estação de monitoramento.	70
Figura 5.8 - Média do balanço hídrico da bacia de estudo nos 18 anos de simulação.	71
Figura 5.9 - Valores do movimento de água subterrânea a partir da drenagem do Lixão...	73
Figura 5.10 - Ilustração das 49 HRU's heradas pelo SWAT.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Valores médios de parâmetros do chorume em diferentes tempos de aterramento do resíduo (Bhalla e Jha, 2013).	10
Tabela 4.1 - Resumo da metodologia dos parâmetros analisados	44
Tabela 5.1 - Resultado das análises de qualidade da água das nascentes monitoradas	59
Tabela 5.2 - Estações de monitoramento utilizadas	69

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de limpeza Pública e Resíduos Especiais
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
cm	Centímetro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ddp	Diferença de potencial
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Ea	Evapotranspiração total em determinado tempo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
GO	Goiás
HRU	<i>Hydrological Response Unit</i>
IB	Instituto de Biologia
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	Índice de Qualidade das Águas
ISWA	International Solid Waste Association
kg	Quilogramas
l	Litro
m	Metro
mg	Miligrama
nM	Nanômetro
MODFLOW	<i>Modular Hydrologic Model</i>
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
Qgw	Vazão de recarga em determinado tempo
Qsurf	Escoamento superficial total em determinado tempo
Rday	Precipitação total em determinado tempo
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SG 12	Serviços Gerais 12
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
SWo	Conteúdo inicial de água em determinado tempo
SWt	Conteúdo final de água no solo
t	Tonelada
UnB	Universidade de Brasília
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
VMP	Valor Máximo Permitido

Wseep	Total de água que infiltra no solo em determinado tempo
μm	Micrômetro
μS	Microsiemens
Ω	Ohm
$^{\circ}\text{C}$	Graus Celcius
ρ	Resistividade

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	v
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES	ix
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL.....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E DISPOSIÇÃO FINAL INADEQUADA	5
3.2 CHORUME	9
3.3 PRINCIPAIS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA INFLUENCIADOS PELO CHORUME	11
3.3.1 pH.....	11
3.3.2 DBO e DQO	12
3.3.3 Nitrogênio.....	12
3.3.4 Metais Pesados	13
3.3.5 Condutividade elétrica.....	13
3.3.6 Cloreto	14
3.4 MÉTODO GEOFÍSICO DA RESISTIVIDADE.....	14
3.5 MODELAGEM DO HIDROLÓGICA.....	17
3.5.1 Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica	17
3.5.2 Modelos hidrológicos	19
3.5.3 SWAT e MODFLOW: interação entre águas superficiais e subterrâneas	21
3.6 CONTAMINAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS POR CHORUME.....	24
3.7 LIXÃO DO MUNICÍPIO DO NOVO GAMA (GO).....	31
4 METODOLOGIA.....	35
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	36
4.2 MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA DAS NASCENTES SELECIONADAS	41
4.2.1 Pontos de amostragem.....	41
4.2.2 Coleta.....	43

4.2.3	Análises físicas, químicas e biológicas.....	43
4.3	LEVANTAMENTO ELÉTRICO DA RESISTIVIDADE DO SOLO.....	45
4.3.1	Materiais	45
4.3.2	Campanhas de campo	46
4.3.3	Imageamento elétrico dos dados coletados	50
4.4	SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA PRELIMINAR – SWAT.....	51
4.4.1	Materiais	52
4.4.2	Base de dados	52
4.4.3	Execução do modelo.....	56
4.4.4	Verificação do modelo.....	56
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS NASCENTES EM TORNO DO LIXÃO	58
5.2	LEVANTAMENTO ELÉTRICO DA RESISTIVIDADE APARENTE DO SOLO 63	
5.3	SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA PRELIMINAR DE RECARGA DO AQUÍFERO 69	
6	CONCLUSÕES.....	75
7	RECOMENDAÇÕES.....	78
	REFERÊNCIAS	80

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a ABRELPE (2017), que a geração de resíduos sólidos no Brasil vem aumentando, fenômeno similar ao que ocorre no restante do mundo. A partir dessa geração, surge o desafio de encontrar a melhor maneira de promover a disposição final desses resíduos agredindo o mínimo possível o meio ambiente e a saúde humana.

Dentre as opções mais comuns de disposição final de resíduos sólidos no Brasil estão aterros sanitários, aterros controlados e lixões (Freitas, 2015). A Associação Internacional de Resíduos Sólidos (*Internacional Solid Waste Association*) (2015) estima que lixões atendam a geração de 3,5 a 4 bilhões de pessoas no mundo, enquanto apenas o Brasil destina para esse meio mais de 80.000 toneladas de resíduos por dia (ABRELPE, 2017), dados alarmantes em função dos altos riscos associados a esta ação. Lixões não tem o solo sob área de deposição impermeabilizado, não tem cobertura frequente dos resíduos ou drenagem dos gases e líquidos emitidos por eles. Muito menos há controle da quantidade e composição do que é lá disposto (ISWA, 2015).

Além de fornecerem condições propícias para vetores de doenças e poluição do ar que afetam a saúde humana (Maciel *et al*, 2015), essas características configuram uma maior produção de lixiviado do que em aterros sanitários e controlados, em função da mistura com águas pluviais, que ao percolarem no solo tem como principal risco a infiltração em águas subterrâneas ou a mistura em águas superficiais (Alizadeh *et al*, 2018).

O chorume é o contaminante desse processo, e sua origem é resultado da biodegradação da fração orgânica de resíduos sólidos com a solubilização de componentes orgânicos e inorgânicos. Ao interagir com águas pluviais percoladas pela massa de resíduos é formado o lixiviado, cujo volume é determinado justamente pela vazão infiltrada. Já suas características são determinadas pela composição dos resíduos, características hidrogeológicas, tempo de aterramento, taxa de infiltração e condições climáticas (Lange e Amaral, 2009).

Nele pode haver a presença principalmente dos seguintes grupos de poluentes: material orgânico dissolvido; macro componentes inorgânicos; e compostos orgânicos xenobióticos (Christensen *et al*, 1994 apud Kjelden *et al*, 2002). Eles envolvem a presença de altas concentrações de amônia, cloreto, sódio, série de sólidos, metais pesados, entre outros

(Lange e Amaral, 2009). O alto número de poluentes, ao atingir águas subterrâneas na recarga, ou superficiais na descarga e escoamento superficiais, causam efeitos adversos e alarmantes sobre os ecossistemas naturais.

Tal como em muitas localidades do Brasil, essa problemática se estende ao Novo Gama (GO), que possui população estimada para 2018 de mais de 113.000 habitantes (IBGE, 2010) e produz diariamente 68,2 toneladas de lixo (PGIRS, 2006). Todo esse volume é destinado ao Lixão do Município, o qual foi foco desse estudo. Ele possui área de mais de 80.000 m², está em funcionamento há cerca de 20 anos, e localiza-se próximo de diversas chácaras de moradores locais, que inclusive possuem poços de captação de água subterrânea em suas propriedades. Vale ressaltar que sua existência é ilegal em função da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) que proíbe a presença de vazadouros a céu aberto no país desde 2014.

O local onde está situado o Lixão torna a região particularmente vulnerável a diferentes níveis de contaminações. Nas águas superficiais, por estar situado no divisor de 5 diferentes sub-bacias do Rio Alagado, e nas águas subterrâneas, por estar muito próximo a fraturas geológicas, de acordo com o mapa geológico de 2002 da RIDE-DF. Além disso, os cursos d'água formados no entorno do Lixão necessitam percorrer uma distância de apenas 12 km, aproximadamente, para atingirem o braço do Rio Alagado, formador do reservatório Corumbá IV. Esse será o reservatório que em breve servirá de ponto de captação de água para abastecimento humano, suprimindo demandas de habitantes tanto do Distrito Federal quanto de Goiás (Agência Brasília, 2018).

A estrutura característica de lixões e os fatores citados acima motivaram o presente estudo, com enfoque de primeira aproximação, que pretende avaliar a contaminação originada pela principal forma de disposição de resíduos irregular do Novo Gama. A hipótese é que o lixiviado do vazadouro a céu aberto contamine as águas superficiais a jusante, e já se configure como uma pluma de contaminação que ultrapasse os limites do Lixão e seja capaz de contaminar as águas subterrâneas da região, mas ainda insuficiente para atingir os poços de abastecimento das propriedades rurais que estão a pelo menos 1,5 km de distância do aterro.

A verificação foi realizada por ensaios geofísicos de eletrorresistividade (método indireto) executados próximos ao Lixão, e a montante de dois córregos que foram monitorados

(método direto) por parâmetros de qualidade da água. Com isso foi possível identificar regiões do subsolo com alta umidade e que provavelmente estão sob influência do lixiviado, e também se o escoamento superficial originado do Lixão é suficiente para causar mistura do chorume com a água de duas nascentes locais.

A fim de complementar a geração de dados ainda inexistentes da região de estudo, realizou-se também uma simulação hidrológica preliminar, com enfoque nas interações hídricas superficiais em nível de bacia hidrográfica, na bacia em que 70% da área do Lixão está inserida. A simulação foi realizada pela aplicação do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), desenvolvido pelo Serviço de Pesquisas Agrícolas dos Estados Unidos (ARS-USDA), que representa bem o sistema hidrológico superficial, mas é limitado para análises que dependam de maiores detalhes quanto aos componentes do fluxo subterrâneo (Guszman *et al*, 2015).

Por isso, para que o transporte dos contaminantes presentes no chorume também seja modelado, indica-se no estudo a integração do SWAT, cuja formação da base de dados e aplicação já está descrita no estudo, com o MODFLOW, modelo com enfoque nos processos de fluxo subterrâneo. Acoplados, é possível equilibrar as vantagens e desvantagens dos dois modelos, quantificando a recarga proveniente dos processos hidrológicos superficiais, e juntamente com outros dados a respeito da hidrogeologia e composição do chorume, modelar o avanço da pluma de contaminação (Kim *et al*, 2008), e dessa forma determinar os cenários em que a geração de lixiviado pode acarretar danos ainda maiores, como contaminar o reservatório Corumbá IV.

Ressalta-se que, no entanto, apesar da modelagem preliminar executada detalhar os processos e formação de bases de dados envolvidas no SWAT, ainda não foram gerados dados suficientemente precisos em função da falta de calibração. Bem como não foi dado enfoque na estruturação necessária para simulação no MODFLOW.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral investigar a ocorrência de contaminação nas águas superficiais e subterrâneas ocasionada pelo lixiviado drenado do Lixão do Município do Novo Gama (GO).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a possível contaminação das águas superficiais a jusante do Lixão do Novo Gama (GO), de forma direta, por meio de análises de parâmetros de qualidade da água;
- Avaliar a ocorrência de chorume no subsolo, de forma indireta, a partir da aplicação do método geofísico de eletrorresistividade em 4 seções do solo, a jusante de duas faces (noroeste e sul) do Lixão;
- Associar os resultados dos métodos direto e indireto empregados para a avaliação da contaminação, tanto superficial quanto subterrânea, do lixiviado drenado do Lixão, possibilitando uma análise conjunta da situação em que se encontra a região;
- Executar a simulação hidrológica preliminar da bacia hidrográfica em que se situa a maior parte da área do Lixão, utilizando o modelo hidrológico SWAT, a fim de gerar dados georreferenciados de recarga do aquífero que possam auxiliar em estudos futuros de simulação do transporte de contaminantes da região.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E DISPOSIÇÃO FINAL INADEQUADA

Resíduos sólidos são qualquer material, substância ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final ocorre em meios sólidos ou semissólidos e quando não há a viabilidade de lançamento na rede pública de esgotos (BRASIL, 2010).

Em 2017, no Brasil, foi coletada uma média de 0,94 kg/hab/dia de resíduos sólidos nas 5 regiões (ABRELPE, 2017). É importante mencionar que a massa coletada não é necessariamente a mesma que foi gerada em função de disposições irregulares, insuficiência do sistema ou coletas informais (IPEA, 2012). Quanto à geração, os brasileiros produziram 78,4 milhões de toneladas também em 2017, combinando a geração per capita de 1,035 kg/hab/dia e o índice de cobertura de coleta de 91,2%, estima-se que 6,9 milhões de toneladas de resíduo sequer foram recolhidas propriamente (ABRELPE, 2017). Do montante total, estima-se também que 31,9% seja material reciclável, 51,4% seja matéria orgânica e 16,7% seja de outros tipos, caracterizando a composição gravimétrica geral dos resíduos brasileiros (PNRS, 2012).

A parcela urbana dos resíduos sólidos pode ser classificada como doméstica, de varrição ou comercial (FUNASA, 2018). Já a NBR 10004 (ABNT, 2004) classifica de duas formas: quanto a origem, de forma que RSU sejam constituídos por doméstico, comercial e de varrição; e quanto à periculosidade, com resíduos classe I (perigosos) considerados aqueles que em razão de inflamabilidade, corrosividade, patogenicidade, toxicidade, entre outros processos, propiciem potenciais danos à saúde pública ou qualidade ambiental, e resíduos classe II (inertes) como aqueles não perigosos. Os resíduos de classe II são subdivididos em II A quando podem apresentar solubilidade em água, biodegradabilidade ou combustibilidade, e II B quando não possuem seus componentes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água (ABNT, 2004).

A composição e quantidade de geração de RSU é heterogênea e varia de acordo com o tempo e situação socioeconômica das habitações (composta por nível de renda e escolaridade, principalmente) (Monavari *et al*, 2012). Esses fatores influenciam na evolução do consumo da população e na conseqüente geração de resíduos (Campos, 2012). Países em desenvolvimento tendem a produzir maior percentual de resíduos orgânicos, e média de

aterramento entre 75 e 97,15%, enquanto o contrário ocorre em países desenvolvidos, com a mesma tipologia variando entre 53,3 e 70% aterrados, com a maioria desses orgânicos constituída por restos de alimentos, e em segundo lugar poda. Sabe-se que a composição dos resíduos aterrados pode representar, em certo grau, a composição dos resíduos gerados, uma vez que os processos de reciclagem têm baixa eficiência e o aterramento costuma ser a única opção de disposição final na maioria dos países (Yang *et al*, 2018).

A destinação final ambientalmente adequada de RSU se refere a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação energética e outras destinações admitidas pelo SISNAMA. Uma das destinações finais admitida é a disposição final ambientalmente adequada de rejeitos, quando há a sua distribuição ordenada em aterros e minimiza-se impactos ambientais adversos (FUNASA, 2014 e BRASIL, 2010). O Brasil possui três tipos principais de disposição final: aterros sanitários; aterros controlados e lixões (Freitas, 2015). Ao redor do mundo existem outros métodos em larga escala, tal como a incineração, que possui alta eficiência na diminuição da massa do resíduo, ocupa pequenas áreas e ainda pode ter seu calor reaproveitado na produção energética. Entretanto, seu alto custo inicial, a necessidade de mão de obra especializada, de tecnologias avançadas e de boa separação prévia do resíduo tornam o método inviável para países em desenvolvimento (Yang *et al*, 2018).

O **aterro sanitário** é a tecnologia de disposição final ambientalmente adequada mais popular do mundo, principalmente pela sua alta capacidade de recebimento de resíduos, investimentos relativamente pequenos e baixa exigência técnica (quando comparada com a incineração, por exemplo). Entretanto, ele tende a ocupar grandes áreas e não é efetivo na redução de massa dos resíduos. Países desenvolvidos com grande área disponível usualmente tem alto percentual de seu resíduo aterrado por esse método, como o Canadá (87%) e os EUA (67%) (Yang *et al*, 2018).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) define alguns critérios principais para que a construção de um aterro se dê de forma sanitária: a escolha do local deve ser compatível com aspectos geológicos, evitando regiões planas e alagadas; as superfícies laterais e inferior devem ser impermeabilizadas, de forma que as águas subterrâneas e o solo sejam protegidos de vazamento de chorume; presença de coletores de chorume e sua destinação para tratamento e descarte; coletores dos gases emitidos; frequente cobertura do resíduo com solo, reduzindo o odor e decorrentes problemas de saúde pública; monitoramento da água subterrânea para determinação do vazamento ou não de chorume e

cuidados pós-fechamento pré estabelecidos (EPA, 2018).

Aterro controlado representa as condições intermediárias entre lixões e aterros sanitários, com controles ambientais e de engenharia limitados. Ele caracteriza-se por ter sua capacidade planejada sem necessariamente ter divisão de células, mas com os locais de deposição de resíduos definidos. Usualmente há cercamento para o controle de entradas, que são limitadas a RSU (sem a inclusão de resíduos industriais e de serviços de saúde, por exemplo). Há certo controle ambiental com drenagem parcial do chorume percolado, e coleta parcial dos gases emitidos com uma cobertura de solo (ISWA, 2015). Essa cobertura não costuma ocorrer diariamente, como é o recomendado (Koide e Bernardes, 1998). Certamente os riscos ambientais são maiores do que em aterros sanitários, mas menores quando comparados com lixões (ISWA, 2015).

Por outro lado, **lixão** ou vazadouro a céu aberto é o termo utilizado quando há a disposição indiscriminada de resíduos sólidos sem o controle de sua classificação, ou seja, há a possibilidade da entrada inclusive de resíduos classe I (ABNT, 2004), como de origem hospitalar e alguns industriais. Também não há planejamentos no sentido de capacidade máxima, escolha da localização ideal, preparação do sítio com impermeabilização e devidas drenagens (de gás e chorume) e nem medidas mitigadoras para o momento de seu fechamento. Considera-se o oposto das condições propiciadas por um aterro sanitário, e é estimado que para lixões sejam direcionados 40% dos resíduos sólidos produzidos no mundo, atendendo de 3,5 a 4 bilhões de pessoas (ISWA, 2015).

A não captação e posterior tratamento do chorume em lixões traz riscos ambientais ao solo, fauna, flora e corpos hídricos ao redor. O biogás emitido (composto aproximadamente por 50% de metano e 50% de dióxido de carbono em condições anaeróbias) contribui com o efeito estufa. Além disso, a usual prática de queimadas intencionais em lixões para diminuir a massa de resíduos, associada muitas vezes a combustões espontâneas ocasionadas pela alta presença de metano, contribuem para as emissões de outros gases poluentes químicos, tais como óxidos de nitrogênio (NOx), óxidos sulfúricos (SOx) e alguns metais pesados (ISWA, 2015).

Todas condições causadas pelos gases e efluentes gerados apontados acima contribuem para graves problemas na saúde humana. No entanto, é preciso frisar primeiramente que as possíveis conseqüentes doenças causadas dependem diretamente da classificação e

composição dos resíduos alocados no lixão (ISWA, 2015). A disposição inadequada ocasiona a presença de vetores transmissores, como ratos, baratas e moscas, causadores de graves problemas de saúde pública (Maciel *et al*, 2015). Dentre as doenças consequentes desse problema estão a dengue, leptospirose e diarreia, e outras não transmissíveis como o câncer e doenças respiratórias decorrentes da poluição química dos gases (Carvalho e Schutz, 2014).

A disposição final adequada no Brasil registrou um índice de 59,1% do montante total disposto em 2017. Enquanto unidades inadequadas como lixões e aterros controlados, ainda presentes em todas regiões do país, receberam mais de 80 mil toneladas de resíduos por dia, percentual maior que 40% do total disposto em 2017, o que eleva riscos de poluição ambiental e de impactos negativos à saúde da população do país (ABRELPE, 2017).

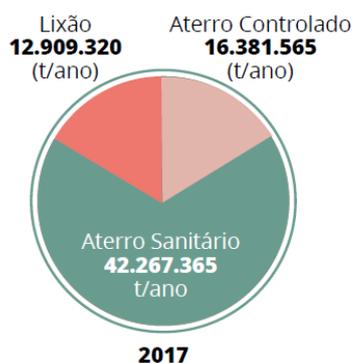


Figura 3.1 - Disposição final dos RSU coletados no Brasil em 2017 (t/ano) (fonte: Panorama dos RSU do Brasil em 2017, ABRELPE).

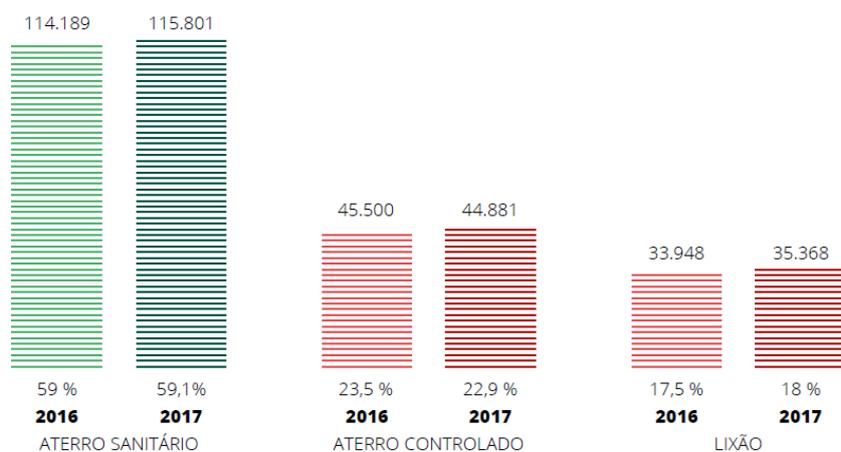


Figura 3.2 - Disposição final de RSU no Brasil por tipo de destinação (t/dia) (fonte: Panorama dos RSU do Brasil em 2017, ABRELPE).

A lei 12.305/2010 determinou a desafiadora meta de que nos 4 anos seguintes o Brasil deveria garantir a destinação ao aterro sanitário de todos resíduos que não pudessem ser reaproveitados ou reciclados. Os dados acima comprovam o não atendimento dessa meta, seja por falta de cumprimento legal da administração pública, seja por falta de recursos financeiros, seja por falta de vontade política em resolver conflitos socioambientais inerentes, pela escassez de largas áreas disponíveis para disposição final ou tratamento correto dos resíduos, ou até mesmo pela rejeição de determinadas classes sociais em ter em seu entorno um empreendimento que reduz o valor imobiliário de suas residências (Filho *et al*, 2017).

3.2 CHORUME

Chorume é o resultado da biodegradação da fração orgânica de resíduos sólidos com a solubilização de componentes orgânicos e inorgânicos. Sua interação com águas pluviais percoladas pela massa de resíduos forma o lixiviado, cujo volume é determinado justamente pela vazão infiltrada (Lange e Amaral, 2009). Já suas características são determinadas pela composição dos resíduos, características hidrogeológicas, tempo de aterramento, taxa de infiltração e condições climáticas (Mishra *et al*, 2018).

Nele estão presentes basicamente quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca_2^+ , Mg_2^+ , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe_2^+ , Mn_2^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) e compostos orgânicos xenobióticos, estranhos ao organismo humano, originários de resíduos domésticos e compostos químicos presentes em baixas concentrações, como hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros (Christensen *et al*, 1994 apud Kjelden *et al*, 2002).

A composição do chorume varia em função do tempo de aterramento. Geralmente, o lixiviado de aterros mais recentes é caracterizado pela presença de quantidades significativas de ácidos voláteis, como resultado da fermentação da fase acidogênica e em aterros mais antigos grande parte dos orgânicos são húmicos e fúlvicos (kulikowska, 2007). Sabe-se também que quanto mais antigo é o lixiviado maior é sua complexidade química (PGIRS, 2013). De acordo com Tiwari e Ohri (2018), aterros podem ser classificados como jovens (<5 anos), intermediários (5-10 anos) e estabilizados (>10 anos), e o processo biológico responsável pela degradação dos componentes orgânicos é lento, podendo durar até 25 anos

depois de seu fechamento.

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização convencional do lixiviado são: O potencial hidrogeniônico (pH), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), o nitrogênio total kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NH_3^-), fósforo, cloretos, alcalinidade, série de sólidos, metais pesados (Cd, Ni, Cu e Pb) e outros metais (Al e Fe) (Lange e Amaral, 2009).

A Tabela 3.1 indica valores médios de alguns parâmetros físico-químicos da caracterização do lixiviado em diferentes tempos de aterramento do resíduo, segundo Bhalla *et al* (2013).

Tabela 3.1 - Valores médios de parâmetros do chorume em diferentes tempos de aterramento do resíduo (Bhalla *et al*, 2013).

Parâmetro	Jovem	Intermediário	Estabilizado
Idade (anos)	<5	5 a 10	>10
pH	6,5	6,5 a 7,5	>7,5
DQO (mg/l)	>10.000	4.000 a 10.000	<4.000
DBO ₅ /DQO	>0,3	0,1 a 0,3	<0,1
Compostos orgânicos	80% ácidos graxos voláteis	5 a 30% ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e ácidos graxos voláteis	ácidos húmicos e ácidos fúlvicos
Metais pesados	baixo a médio	baixo	baixo
Biodegradabilidade	alta	média	baixa

O maior risco decorrente da geração de lixiviado é a infiltração em águas subterrâneas ou a mistura em águas superficiais (Alizadeh *et al*, 2018). A duração desse impacto depende diretamente de suas características, havendo a possibilidade da abrangência ser da ordem de quilômetros (Maiti *et al*, 2016). A contaminação do solo e possivelmente do aquífero se dá conforme sua condutividade hidráulica, e sabe-se que a atenuação da contaminação pode ocorrer em função da diluição e da depuração ocasionada por atividade microbiana (Paschoalato, 2000), e também por processos naturais de adsorção nas partículas do solo. Como a depuração ocorre de forma extremamente lenta e a diluição pode aumentar a abrangência da área atingida, destaca-se a importância da prevenção do impacto.

Enquanto em aterros sanitários essas substâncias são coletadas e sofrem o devido tratamento antes de retornarem ao meio ambiente, em vazadouros a céu aberto a produção de chorume quase certamente provocará poluição em corpos hídricos próximos (ISWA, 2015). O potencial de contaminação em função dos lixões aumenta uma vez que disposições finais

desse tipo em grandes centros urbanos costumam abrigar uma grande variedade de poluentes, provenientes desde resíduos urbanos até resíduos industriais. Além disso, as dificuldades de identificação da contaminação são grandes, já que é sempre custosa a obtenção de dados abrangentes para determinar o nível de lixiviado nas águas subterrâneas, particularmente em países em desenvolvimento (Aboyeji e Eigbokhan, 2016).

3.3 PRINCIPAIS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA INFLUENCIADOS PELO CHORUME

A qualidade da água é dependente de seus parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os principais parâmetros físicos são: cor, turbidez, sabor, odor e temperatura. Os químicos são: pH, dureza, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, micropoluentes orgânicos e micropoluentes inorgânicos como os metais pesados (zinco, cromo, cádmio, etc). Já os parâmetros biológicos são analisados sob o ponto de vista de organismos indicadores, algas e bactérias (Lauer mann, 2007).

Alguns parâmetros têm alta concentração ou valor marcante presente em amostras de chorume bruto (Lange e Amaral, 2009), e por isso são entendidos como mais representativos para evidenciar a possível contaminação por lixiviado. Os principais serão abordados a seguir.

3.3.1 pH

O pH representa a atividade do íon hidrogênio na água de forma logaritimizada, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água, e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes como efluentes industriais e dissociação de ácidos orgânicos. Sua influência sobre ecossistemas aquáticos naturais age diretamente sobre a fisiologia das diversas espécies. Além disso, há um importante efeito indireto, uma vez que determinados valores de pH contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados (Piveli e Kato, 2006), muitas vezes presentes no chorume.

Por ser um parâmetro que retrata o processo de decomposição biológica da matéria orgânica (Povinelli e Sobrinho, 2009) o pH pode também indicar a fase de decomposição do chorume. Seu valor, de maneira geral, é ligeiramente ácido, e tende a aumentar com o tempo (Moreira *et al*, 2009; Bhalla *et al*, 2013), portanto quanto mais alcalino for, mais velho será o chorume.

3.3.2 DBO e DQO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é o parâmetro fundamental para o controle da poluição das águas por matéria orgânica. Nas águas naturais a DBO representa a demanda potencial de oxigênio dissolvido que poderá ocorrer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis (Piveli e Kato, 2006).

Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) consiste em uma técnica utilizada para a avaliação do potencial de matéria redutora de uma amostra, através de um processo de oxidação química. Como a DBO mede apenas a parcela biodegradável, quanto mais esse valor se aproximar da DQO significa que a amostra é mais biodegradável (Piveli e Kato, 2006). Rodrigues *et al* (2014) atenta para o fato de que o uso de água com altos valores de DQO prejudica o crescimento de plantas, especialmente em solos pobres.

Assim como o pH, a DBO pode indicar a idade do chorume, uma vez que com o passar do tempo há uma redução grande da biodegradabilidade devido a conversão dos compostos em gás metano e CO₂ (Serafim *et al*, 2003). Desse modo, a razão DBO/DQO reflete o grau de degradação do lixiviado nos aterros, sendo maior quanto mais novo for o chorume (Laueremann, 2007).

3.3.3 Nitrogênio

O nitrogênio pode ser encontrado em águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras são as formas reduzidas e as duas últimas, formas oxidadas. Após o carbono, é o elemento exigido em maior quantidade por células vivas. Por tornarem o meio aquático mais fértil propiciam o crescimento de seres que o utilizam, principalmente algas, que quando crescem excessivamente caracterizam o processo de eutrofização, e tem como consequência final diminuir a disponibilidade de oxigênio dissolvido do meio (Piveli e Kato, 2006).

A relação entre amônia e nitrato é um importante indicativo sobre as condições em que se encontra o aterro. Em condições aeróbias, a amônia é oxidada para nitrito e logo em seguida para nitrato, enquanto em situações anaeróbias o nitrato é reduzido a nitrito e posteriormente a gás nitrogênio (Silva, 2014). É importante salientar que o nitrogênio amoniacal, em função de sua alta solubilidade, é um parâmetro marcante para a detecção de contaminação por chorume em aquíferos (Eduardo, 2007).

3.3.4 Metais Pesados

Metais pesados podem ocorrer de forma natural, dependendo do material de origem e do grau de intemperização do solo, entretanto a principal razão de sua ocorrência em solos é antropogênica (Lauermann, 2007). De acordo com Piveli e Kato (2006), eles constituem contaminantes químicos nas águas, pois mesmo em pequenas concentrações podem trazer efeitos adversos à saúde e a ecossistemas aquáticos naturais. Alguns metais pesados, como o chumbo, por exemplo, podem ser absorvidos através das raízes das plantas e se acumularem nas folhas, sendo devolvidos para água quando elas se desprenderem. Essa contaminação com chumbo é, portanto, um processo cumulativo e praticamente irreversível.

A grande variabilidade de embalagens (ferrosas ou não) dispostas em aterros e lixões são a principal fonte de metais posteriormente encontrados no lixiviado. A concentração de metais como Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd pode ser elevada em aterros jovens devido ao ambiente ácido que permite a solubilização dos íons metálicos. Com o passar do tempo, o pH tende a aumentar e essas concentrações tendem a diminuir (Lange e Amaral, 2002). Um dos principais problemas atrelados à presença de metais pesados é sua capacidade de formar complexos organometálicos por reações de complexação com as moléculas orgânicas. A formação desses complexos facilita o transporte de metais e a mobilidade de diversos contaminantes orgânicos (Andrade, 2002).

3.3.5 Condutividade elétrica

Segundo Lauermann (2007), a condutividade elétrica (CE) indica a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, sendo que este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica. Em águas continentais, os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são principalmente o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para o reconhecimento de ambientes impactados pelo lançamento de resíduos industriais, mineração e esgoto sanitário.

A condutividade fornece uma boa indicação das modificações do meio, especialmente na concentração mineral, apesar de não indicar as concentrações dos vários componentes que a

afeta. Em geral níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2017). Como a presença de sais no lixiviado é marcante, e por ser uma medida de fácil controle operacional e de monitoramento, a condutividade pode ser um parâmetro complementar utilizado para identificar contaminação por chorume em corpos hídricos. Sabe-se que, em média, corpos d'água contaminados por lixiviado apresentam condutividade maior que 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Mondelli *et al*, 2016).

3.3.6 Cloreto

O cloreto é um dos íons responsáveis por aumentar a condutividade elétrica do meio. No chorume bruto sua presença é marcante, em média 4.000 mg/L (Mondelli *et al*, 2016). Além disso, trata-se de um contaminante conservativo que não é afetado por processos bioquímicos de autodepuração do solo, e desse modo apresenta-se como uma séria ameaça para o aquífero local. (Ling e Zhang, 2017).

A característica de não ser degradado ao longo da percolação no subsolo possibilita que se comporte como um íon traçador (Mondelli *et al*, 2016). Por isso, o cloreto e outros íons maiores que contribuem para o aumento da CE têm relação direta com contaminação por chorume. (Santos Filho *et al*, 2017)

3.4 MÉTODO GEOFÍSICO DA RESISTIVIDADE

Dentre as variedades de levantamentos elétricos para estudos do meio físico, está o método da resistividade, assim como o método da polarização induzida e o método do potencial espontâneo. Sua particularidade em relação aos outros é possibilitar o estudo de descontinuidades horizontais e verticais nas propriedades elétricas do solo e também na detecção de corpos tridimensionais de condutividade elétrica anômala (Keary *et al*, 2009).

No método da resistividade, correntes elétricas são geradas artificialmente no solo, e as diferenças de potencial resultantes são medidas na superfície. Tais medidas possibilitam inferir a resistividade, que é definida como a resistência entre as faces opostas de medição, e caracteriza a transferência de elétrons que ocorre no subsolo. Como a maior parte dos minerais formadores de rochas é isolante, o principal condutor de íons são as águas presentes nos poros (Keary *et al*, 2009). Portanto, a resistividade pode ser definida também como o oposto da condutividade, que por sua vez pode ser determinada a partir do conhecimento da primeira.

De acordo com Nascimento *et al* (2004), no método elétrico de corrente contínua, utilizam-se dois eletrodos (A e B) para criar um campo elétrico através de uma corrente contínua. Utilizam-se também dois eletrodos de medição (M e N), os quais vão medir a diferença de potencial que se estabelece no terreno, e está associada à transferência de corrente. A partir da corrente estabelecida, da geometria da disposição dos eletrodos e do potencial medido entre M e N, é possível calcular a resistividade no ponto central dos eletrodos. Pelo fato da mensuração ocorrer em um meio heterogêneo e anisotrópico, e em função do arranjo dos eletrodos, o valor retornado é definido como resistividade aparente (Figueiredo e Nascimento, 2015). É importante ressaltar que a resistividade elétrica é um parâmetro intrínseco dos materiais, o qual relaciona a dificuldade encontrada por uma corrente elétrica para se propagar em um meio (Bortolin e Filho, 2011).

Existem variadas formas de disposição dos eletrodos para a aplicação do método, dentre eles estão a de Wenner e a de Schlumberger. O primeiro oferece maior facilidade prática principalmente em função do espaçamento equidistante entre os 4 eletrodos, e por meio da técnica de caminhamento elétrico possibilita medições em diferentes profundidades e comprimentos da linha de levantamento de dados. Apesar disso, tem a constante necessidade de mover os 4 eletrodos, ao contrário do segundo, que exige apenas o espaçamento simétrico de A e B em relação a M e N para medir em diferentes pontos e profundidades. A configuração de Wenner está exemplificada na Figura 3.3, onde a é o espaçamento equidistante entre os eletrodos (Keary *et al*, 2009).

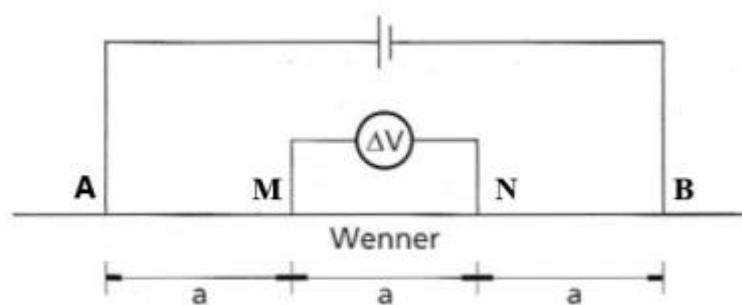


Figura 3.3 - Arranjo de Wenner (adaptado de Keary *et al*, 2009).

No arranjo de Wenner utilizado com caminhamento elétrico, os 4 eletrodos são deslocados em grupo sobre o terreno, de forma a obter um conjunto de medidas regularmente distribuídas ao longo de uma certa direção. Quando a densidade de medições permite, os resultados podem ser apresentados na forma de um mapa. A distância entre os eletrodos vai

definir a profundidade de medição, sendo a profundidade idealmente entendida como metade do espaçamento. Por isso, ao utilizarem-se dois ou mais espaçamentos, ao final da medida é possível retratar um corte que representa o perfil de resistividade aparente do solo em diferentes distâncias e profundidades (Nascimento *et al*, 2004).

A facilidade de aplicações de ensaios, o baixo custo, a capacidade de avaliação de grandes áreas e sua natureza pouco invasiva, tornam métodos geofísicos ferramentas práticas para avaliação e caracterização de estudos ambientais (Bortolin e Filho, 2010). Alguns desses estudos foca a aplicação do método para avaliar a contaminação de um meio pelo lixiviado, o qual pode ser gerado por diferentes formas de disposição final de resíduos sólidos.

Bortolin e Filho (2010) realizaram o monitoramento temporal da pluma de contaminação do aterro controlado de Rio Claro (SP), já desativado desde o início dos estudos, por meio do método da resistividade. O estudo consistiu na comparação de várias seções de imageamento elétrico executados dentro e ao redor do aterro em 1999 e 2008, com o enfoque de acompanhar a evolução temporal da pluma, considerando suas dimensões e valores de resistividade. Foi utilizado o arranjo de Schlumberger com a distância entre os eletrodos A e B 5 vezes maior que a distância entre M e N, sendo a distância máxima empregada de 150 metros. Os mapas gerados envolvem 6 seções em 1999 e 6 em 2008, as quais serviram de base para a comparação realizada.

Comparando a linha 6 (2008) com a linha CEIP7 (1999) Bortolin e Filho (2010) conseguiram delimitar o valor de 140 Ω .m como background da área. Ou seja, pontos onde a resistividade era maior que esse valor foram considerados como livres da potencial presença de chorume, enquanto pontos com resistividades menores indicaram a provável contaminação. Foi realizada uma seção no último local de deposição de resíduos do aterro em 1999, onde baixas resistividades foram encontradas apenas a 6 metros de profundidade, o que nesse contexto indica o nível freático do local. Dois fluxos predominantes foram encontrados, sendo o principal na direção sul, onde aparenta ser governado pelo sentido natural do fluxo subterrâneo e o secundário partindo do centro do aterro para a direção oeste. O fluxo de menor magnitude pôde ser explicado pela recirculação de chorume que continuou ocorrendo no local até 2008 a partir de duas lagoas localizadas no topo do aterro.

Após a análise integrada das seis seções de imageamento de 1999 e de 2008 notou-se pelas alterações nos valores de resistividade o aumento das dimensões da pluma, algo inesperado

para um aterro desativado há pelo menos 10 anos. A principal explicação está na significativa contribuição das lagoas do sistema de recirculação de chorume, mantidas quase constantemente cheias.

Figueiredo e Nascimento (2015) buscaram estudar a migração de efluentes do aterro controlado de Formosa (GO) realizando 2 levantamentos geofísicos de resistividade na face noroeste do aterro, em 2012. Foi escolhido o arranjo de Wenner, aplicando a perfilagem elétrica horizontal em uma linha de 300 metros com espaçamento de 10 metros entre os eletrodos, com medições em apenas um nível de profundidade. Os levantamentos ocorreram em janeiro, na estação chuvosa, e em maio, perto do fim do período de chuvas. A escolha da face noroeste teve como principal razão as características topográficas do relevo, que indicam escoamento preferencial nesse sentido.

Os valores de resistividade aparente média do estudo de Figueiredo e Nascimento (2015) aumentaram entre janeiro e maio, confirmando o comportamento esperado na transição do período chuvoso para o seco. Apesar das diferenças, os dois períodos apresentaram regiões em comum com alta e baixa resistividade. A região com baixa resistividade e com provável contaminação de chorume coincide com a superfície mais atingida por processos erosivos, causados pelo escoamento superficial drenado do próprio aterro, que é direcionado pelas estradas de caminhões de lixo. Há a suspeita que o contínuo escoamento superficial nessa região pode ter causado o acúmulo de sais provenientes do contaminante.

Bortolin e Filho (2010) e Figueiredo e Nascimento (2015) destacam, no entanto, que os resultados dos ensaios geofísicos não são suficientes para se afirmar a existência da contaminação do solo e da água subterrânea, já que estes apenas fornecem indícios. A confirmação, de fato, precisa ser feita por meio de um método direto de análise, seja ele monitoramento físico-químico da qualidade da água de poços, ou de amostras do solo do local.

3.5 MODELAGEM DO HIDROLÓGICA

3.5.1 Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica

Ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre (compreendida pela camada porosa que recobre os continentes), reservatórios, oceanos, biosfera e atmosfera, principalmente entre 8 e 16 km de altitude (troposfera)

(Silveira, 2004). Uma representação simplificada do ciclo hidrológico é apresentada na Figura 3.4.

Destaca-se que é fechado apenas em nível global, uma vez que volumes evaporados em determinado local do planeta não precipitam necessariamente lá, em função de movimentos contínuos de dinâmicas diferentes tanto na superfície terrestre quanto na atmosfera. Em geral quanto menor for a área de drenagem, fica mais caracterizado o ciclo hidrológico como um ciclo aberto a nível local (Silveira, 2004).

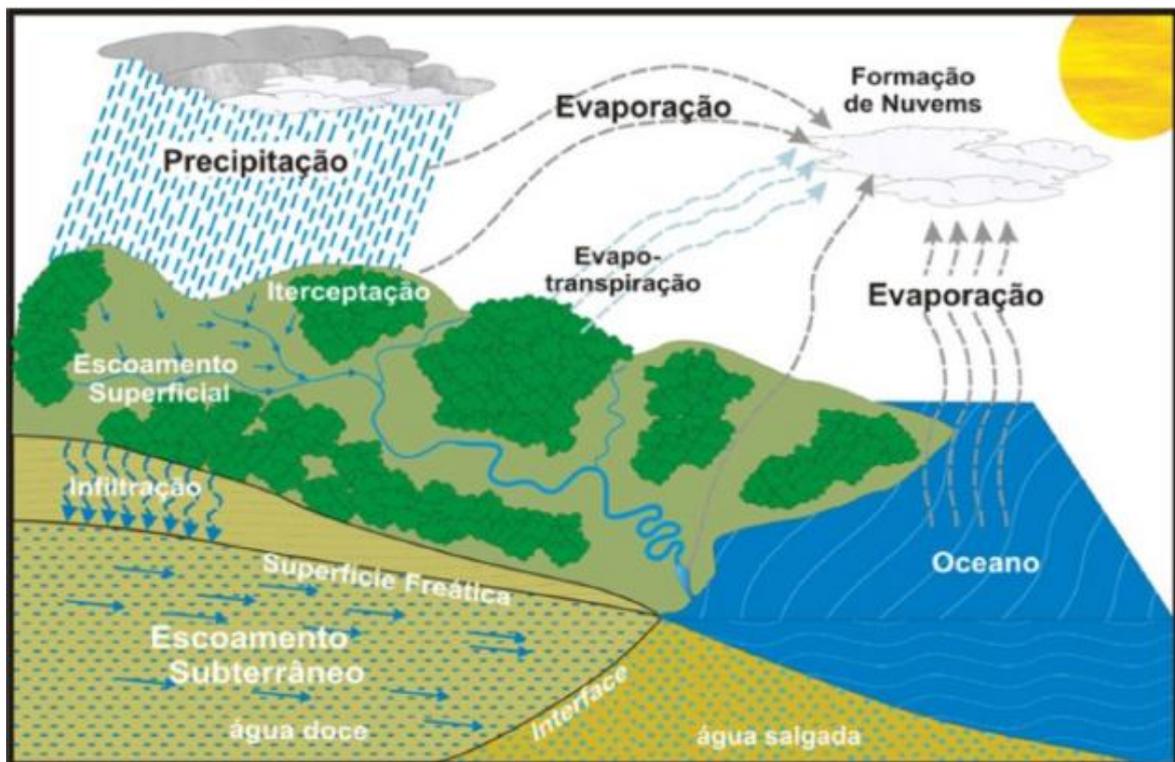


Figura 3.4 - Ciclo hidrológico (fonte: Finotti *et al*, 2009).

De acordo com Silveira (2004), usualmente o ciclo hidrológico é estudado com maior interesse na superfície terrestre, onde o elemento fundamental de análise é a bacia hidrográfica. Por sua vez, a bacia é definida como uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída, o exutório. Conforme a Política Nacional de Recursos Hídricos, no Brasil as bacias hidrográficas são determinadas como a unidade territorial básica de gestão das águas (BRASIL, 1997).

3.5.2 Modelos hidrológicos

De acordo com Rennó e Soares (2000), um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade, auxiliando no entendimento dos processos que a envolvem. Os modelos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais, pois ajudam a entender o impacto das mudanças no uso da terra e prever alterações futuras nos ecossistemas.

Quanto às classificações existentes, os modelos se diferenciam pela(s): variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos); relações entre essas variáveis (empíricos ou conceituais); formas de representação dos dados (discretos ou contínuos); existência de relações espaciais (concentrados ou distribuídos) e existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos) (Rennó e Soares, 2000).

Um modelo é dito estocástico quando pelo menos uma das variáveis envolvidas tem comportamento aleatório, e determinístico caso os conceitos de probabilidade forem negligenciados e quando uma variável de entrada (mesmo que aleatória) gere apenas um único valor de saída. Em situações que os valores de saída são baseados em observações, trata-se de um modelo empírico, que tem como consequência a característica de ser pouco robusto por não possibilitar mudança das condições. Se os valores são baseados em processos, são denominados conceituais (Rennó e Soares, 2000).

Apesar dos fenômenos naturais variarem continuamente no tempo, na maioria das vezes esses fenômenos são representados por modelos discretos. A escolha do intervalo de tempo depende do fenômeno estudado, disponibilidade de dados e precisão desejada, de forma que quanto menores os intervalos, maior será a precisão, porém será maior também o custo operacional envolvido para geração dos dados de saída (Rennó e Soares, 2000).

Já em modelos concentrados ou pontuais, as variáveis de entrada e saída representam toda área estudada. Por outro lado, os modelos distribuídos consideram a variabilidade espacial causada pela diversidade de variáveis de entrada. Finalmente, um modelo é estático se o resultado for oriundo das equações em um único passo, mas quando a próxima iteração varia e depende do resultado da última, ele é classificado como dinâmico (Rennó e Soares, 2000).

O modelo hidrológico é uma das ferramentas que auxilia na representação do comportamento da bacia hidrográfica, e permite prever condições ainda não observadas. A

simulação hidrológica se limita em função da quantidade e qualidade dos dados hidrológicos disponíveis, dificuldade de formular matematicamente alguns processos e a simplificação do comportamento espacial de variáveis e fenômenos. Por isso, existem uma série de modelos desse tipo desenvolvidos que se diferenciam principalmente na prioridade de representação dos processos, nas discretizações e nos objetivos a serem alcançados (Tucci, 1993).

Para simulações dessa natureza ainda se faz necessário medir variáveis e dados hidrológicos da bacia a ser simulada, mesmo que o modelo selecionado retorne como saída alguns dos mesmos dados. Primeiramente porque eles permitem aferir os parâmetros e reduzir as incertezas na estimativa das variáveis hidrológicas, de forma que aproveite da melhor forma as informações já existentes. Além disso, o modelo se mostra útil mesmo com a possibilidade de medir as variáveis hidrológicas simuladas em campo, já que passa a haver a possibilidade de se antecipar aos eventos e visualizar consequências de diferentes cenários do meio urbano, a fim de planejar eventuais medidas preventivas (Tucci, 1993).

Além dos modelos em escala de bacia, que usualmente são utilizados para problemas de gestão das águas superficiais, existem também modelos de água subterrânea, os quais se mostram úteis em análises dos fenômenos relacionados à movimentação e água na subsuperfície. Para isso, é fundamental detalhar propriedades hidrogeológicas, além dos parâmetros climáticos e topográficos detalhados também em modelos de bacia.

Devido às diferenças de detalhamento de modelos de bacia e de águas subterrâneas, e da complexidade do ciclo da hidrológico, muitas vezes se torna necessário integrar diferentes modelos a fim de um entendimento mais aprofundado e que permita simular a relação da água entre a superfície e os domínios subterrâneos. (Guzmán. *et al*, 2015).

Dentre os principais modelos de bacia, pode-se mencionar o SWAT, HEC-HMS, BASINS, EFDC, HSCTM2D, sendo o SWAT amplamente utilizado para a simulação de impactos resultantes de alterações no uso do solo, fluxo de águas subterrâneas e para qualidade da água. Enquanto, entre os modelos de águas subterrâneas, há o MODFLOW, HELP, FEFLOW, SUTRA, MT3DMS, SEAWAT e MIKE SHE (Pereira, 2018). A associação entre o SWAT e MODFLOW permite a melhor avaliação de impactos de longo prazo, como os associados às mudanças e variabilidade climáticas, tecnologias de irrigação, fluxos de transporte para o aquífero e avaliações de recursos hídricos (Guzmán. *et al*, 2015).

3.5.3 SWAT e MODFLOW: interação entre águas superficiais e subterrâneas

O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo em escala de bacia hidrográfica desenvolvido pelo serviço de pesquisas agrícolas dos Estados Unidos. Foi projetado com o objetivo de prever impactos na água provenientes das alterações do uso do solo por sedimentos, nutrientes e químicos agrícolas em bacias complexas ao longo de grandes períodos de tempo (Neitsch *et al*, 2009).

Ele é classificado como determinístico, contínuo, dinâmico, semiconceitual e semidistribuído. Por possuir base física muito robusta, mas ainda simular alguns processos de maneira empírica é semiconceitual, e semidistribuído por ser distribuído para âmbito de bacia, porém concentrado em zonas de comum resposta hidrológica (HRU's), conforme serão detalhadas posteriormente.

É um modelo que requer informações físicas sobre a bacia relacionadas com o clima, solo, topografia, vegetação e ocupações, a fim de gerar dados de saída associados com o movimento da água e de sedimentos, crescimento de plantações, ciclo de nutrientes, entre outros. Têm como principais vantagens possibilitar modelagens em bacias não instrumentadas, e quantificar impactos decorrentes de alterações das informações físicas inseridas (Neitsch *et al*, 2009).

No SWAT a bacia hidrográfica é dividida em múltiplas sub-bacias, e posteriormente em unidades de resposta hidrológica (HRU's), que consistem em porções com uso e ocupação, faixas de declividade e tipos de solo homogêneas (Arnold *et al*, 2012; Neitsch *et al*, 2009; Guzman *et al*, 2015). O modelo simula os processos hidrológicos na superfície e no aquífero superficial para cada HRU gerada, e durante sua visualização com o modo ArcSWAT, que consiste no uso do software pela interface do ArcGIS, é possível assumir a geolocalização das HRU's. Apesar disso, a execução do programa é realizada a partir apenas do percentual de cada unidade de resposta hidrológica em relação à área total da bacia, desconsiderando sua espacialização georreferenciada (Guzman *et al*, 2015).

O balanço hídrico está por trás de todos processos do SWAT, o qual é movido pelos fatores climáticos. Eles relacionam as entradas de umidade e energia no sistema a partir de dados de precipitação, temperaturas máximas e mínimas do ar, radiação solar, velocidade média do vento e umidade relativa. Os processos hidrológicos simulados envolvem escoamento

superficial, infiltração, recarga por infiltração, evapotranspiração, entre outros (Arnold et al, 2012).

A simulação do ciclo hidrológico do SWAT é baseada na equação 3.1 de balanço hídrico (Neitsch *et al*, 2009):

$$SWt = SWo + \sum_{i=1}^t (Rday - Qsurf - Ea - Wseep - Qgw) \quad (3.1)$$

Onde SWt é o conteúdo final de água no solo (mm H₂O), SWo é o conteúdo inicial de água no dia i (mm H₂O), t é o tempo (dias), $Rday$ é a precipitação total no dia i (mm H₂O), $Qsurf$ é o escoamento superficial total no dia i (mm H₂O), Ea é a evapotranspiração total no dia i (mm H₂O), $Wseep$ é o total de água que infiltra na zona vadosa do solo no dia i (mm H₂O), e Qgw é a vazão de recarga no dia i (mm H₂O) (Neitsch *et al*, 2009).

A subdivisão da bacia permite que o modelo reflita diferenças de evapotranspiração para variadas vegetações e tipos de solo. O escoamento é determinado separadamente para cada HRU e integrado para obter o escoamento total. Isso aumenta a precisão e retorna uma melhor descrição física do balanço hídrico. Especificamente quanto a água presente no solo, o modelo considera que ela pode ter diferentes caminhos, como ser removida pela vegetação para absorção ou evapotranspiração (maior parte), e para o restante percolar na região inferior solo até resultar em recarga do aquífero (Neitsch *et al*, 2009).

Como já foi dito, no entanto, as simulações de águas subterrâneas do SWAT restringem-se às dinâmicas do aquífero superficial. Desse modo, a percolação abaixo do limite inferior do domínio do modelo (no máximo 6 metros abaixo da superfície) é considerada como perdida ou fora do sistema (Guzman *et al*, 2015). Por essa razão o SWAT se mostra muito útil para estudos e medidas de gestão relacionada às águas superficiais, mas limitado quando se trata de estudos que dependam de maior detalhamento do fluxo de transporte subterrâneo.

O MODFLOW é o modelo hidrológico modular desenvolvido pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), que simula tridimensionalmente o fluxo de água subterrânea por um meio poroso usando o método de diferenças finitas. Seu desenvolvimento teve como objetivo principal criar uma estrutura que permitisse fácil entendimento, uma vez que apenas tendo clareza do processo físico simulado é possível cumprir os objetivos do estudo propriamente, além do fácil aperfeiçoamento do modelo, pois acredita-se que há a

necessidade constante de criar novos usos e aplicações (Harbaugh, 2005).

No modelo há a capacidade de simular o fluxo de água subterrânea e a sua interação com as águas superficiais de maneira contínua. Ao contrário do SWAT, é totalmente distribuído, uma vez que discretiza o aquífero em uma grade retangular, vertical e horizontalmente, composta por blocos chamados de células (Harbaugh, 2005). No entanto, enquanto o SWAT é limitado em termos dos fluxos subterrâneos, o MODFLOW possui dificuldade em estimar a recarga distribuída do aquífero, que é o principal dado de entrada necessário (Kim *et al*, 2008).

Portanto, equilibrando as vantagens dos dois modelos discutidos, é possível que os componentes hidrológicos sejam razoavelmente quantificados. Se a recarga baseada nas HRU's for utilizada como entrada no MODFLOW, e o fluxo subterrâneo entre o aquífero e os corpos hídricos superficiais for computado e trocado com o SWAT, as características espaço-temporais da bacia serão propriamente refletidas (Kim *et al*, 2008).

Guzman *et al* (2015) desenvolveram uma estrutura de modelagem, em nível de bacia hidrográfica, denominada SWATmf, que integrou o SWAT e MODFLOW-NWT, uma vez que reconheceram que para avaliações de impactos antropogênicos de longo prazo em sistemas agrícolas, há a necessidade de modelagens capazes de simular a interação entre os domínios superficiais e subterrâneos. O modelo teve seu bom desempenho em reproduzir essas interações comprovado, uma vez que as observações em campo estavam de acordo com as simulações de vazão e de níveis da água subterrânea.

Os autores destacam ainda que em função das diferenças de discretizações espaciais entre os dois modelos, primeiramente houve a necessidade de georreferenciar as HRU's geradas, e desse modo espacializar as simulações de recarga do SWAT. Além disso, os intervalos computacionais de simulação do MODFLOW foram alterados a fim de coincidirem com os do SWAT, e assim retornarem dados de saída diários para o modelo desenvolvido.

Em um estudo de caso que resultou na boa avaliação de desempenho do modelo SWATmf de Guzman *et al* (2015), foi estudada a bacia de 780 km² do reservatório *Fort Cobb*, em Oklahoma nos Estados Unidos. Foram inseridos os dados de topografia, clima, uso e ocupação e tipos de solo, originados do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), como entrada exigida pelo SWAT. É importante ressaltar a ampla quantidade e qualidade dos dados disponíveis para o estudo, uma realidade incomum no Brasil, como é o caso do

Novo Gama (GO).

Já para definir a discretização dos domínios de água subterrânea (condições de contorno e geometria das camadas) e a parametrização hidrogeológica (condutividade hidráulica saturada, capacidade de armazenamento e capacidade de campo), exigidos no estudo de Guzman (2015) como entrada para o MODFLOW, foram utilizadas amostras do USGS e dados disponibilizados por Becker (1998). Medições diárias do nível freático de 5 poços de monitoramento foram utilizadas para estimar as condições iniciais do aquífero e para avaliar a simulação do modelo acoplado SWATmf.

Detalhes quanto ao modelo conceitual desenvolvido por Guzman *et al* (2015), bem como quanto à calibração e parametrização dos dados, a partir das entradas citadas acima, são discutidos no estudo. Com isso possibilitou-se a criação do modelo acoplado, do qual é esperado melhorar simulações a nível de bacia hidrográfica, e é criada uma plataforma de modelagem com melhor entendimento da conexão entre os processos hidrológicos superficiais e subterrâneos, e da variação temporal dos fenômenos de transporte ocorrentes.

Pereira (2018) descreve, em linhas gerais, as etapas que usualmente envolvem a integração entre SWAT e MODFLOW:

- Desenvolvimento de processos, rotinas ou sub-rotinas ou alteração da estrutura do SWAT e/ou MODFLOW, caso a integração seja feita de forma automática;
- Ajuste da distribuição temporal, geralmente, para passo de tempo diário para os processos de bacia e mensal para os fluxos de água subterrânea;
- Conversão dos dados do SWAT, que estão em termos de unidade de resposta hidrológica (HRU), para a discretização espacial em grade de células do MODFLOW;
- Conversão dos resultados do SWAT, que estão em lâmina de água, para o MODFLOW, que estão em taxa de fluxo no tempo, para cada passo de tempo.

3.6 CONTAMINAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS POR CHORUME

Uma das maiores adversidades em aterros é a lixiviação dos resíduos, que por sua vez, tem como principal risco a infiltração para o aquífero local, a mistura com águas superficiais e a contaminação do solo (Alizadeh *et al*, 2018). Os impactos envolvidos podem afetar a fauna, flora, além da saúde humana (ISWA, 2015).

Aquífero é uma formação geológica (ou um grupo de formações) que contém água e permite que ela se movimente em condições naturais e em quantidades significativas (Tucci, 1998). De acordo com Carneiro (2002) quando comparados com águas superficiais, apresentam menor vulnerabilidade à contaminação em decorrência da barreira natural de proteção fornecida pela zona não saturada do solo, ou zona vadosa (camada entre a superfície e zona saturada). Entretanto, de maneira geral, após contaminadas exigem métodos mais complexos e onerosos de remediação.

Qualquer área que permita a passagem de água pelo solo até um aquífero é denominada área de recarga. Ao se movimentar e encontrar novamente a superfície ela compõe uma área de descarga, que pode ocorrer em poços, lagos, nascentes, rios ou oceanos (Jorgensen, 1989). Portanto, áreas de recarga servem de potencial conduto entre contaminações superficiais e águas subterrâneas, e quando nesses locais um contaminante é disposto na camada superficial no solo, ele tende a percorrer a zona vadosa e zona saturada até a região de descarga.

A direção do fluxo de áreas de recarga até áreas de descarga depende da gravidade, pressão e atrito. Usualmente o movimento ocorre em resposta ao gradiente hidráulico e de topografias de maior elevação para menor elevação, todavia essa variação topográfica só pode ser levada em conta em grandes áreas, uma vez que o fluxo subterrâneo não é necessariamente igual ao fluxo superficial (Jorgensen, 1989). Quando uma fonte de poluição contamina um aquífero, é mais provável que afete a porção com menor gradiente, região caracterizada por ter baixa elevação e pressão (Jorgensen, 1989).

De acordo com Christensen *et al* (2001), a migração do chorume deve ser vista como uma pluma tridimensional se desenvolvendo em uma estrutura geológica também tridimensional, onde gradientes, condições de permeabilidade e barreiras físicas determinam a direção e velocidade da pluma (assim como o fluxo de água). Entretanto, ainda de acordo com Christensen *et al* (2001), o movimento do lixiviado se diferencia da água principalmente em três aspectos:

- i. O **gradiente** do lençol freático abaixo do aterro quase sempre será diferente do gradiente geral, uma vez que o aterro terá uma hidrogeologia desigual da área ao seu redor;
- ii. A **viscosidade** do lixiviado é maior que a de águas subterrâneas, implicando em

menor velocidade do fluxo e maior possibilidade de depuração.

- iii. A **densidade** do lixiviado é função de sua temperatura e concentração de sólidos dissolvidos. Encontrar amostras de lixiviado com densidade absoluta na ordem de 20.000 mg/l não é incomum, e isso representa uma densidade 1% maior que a da água subterrânea comum. Acredita-se que isso afete no posicionamento vertical da pluma de contaminação logo abaixo do aterro.

O movimento de poluentes não depende apenas do fluxo do fluido no qual essas substâncias estão dissolvidas, mas também de mecanismos que, por sua vez, dependem de processos físicos, químicos e biológicos aos quais as substâncias são submetidas (Lange *et al*, 2002). Os mecanismos físicos atuantes estão descritos a seguir, de acordo com Fetter (1993):

- i. **Advecção:** movimento dos sólidos dissolvidos ocasionado pelo fluxo de água subterrânea, onde os contaminantes (soluto) se deslocam na mesma direção das linhas de fluxo. A parcela de contaminantes a ser transportada é função de sua concentração na água subterrânea e da quantidade de água presente no fluxo, e a princípio, a velocidade é igual a velocidade linear da água;
- ii. **Difusão molecular:** o soluto na água se desloca em função do gradiente de concentração, da área de maior concentração para a de menor concentração;
- iii. **Dispersão mecânica:** ocorre quando a água subterrânea desenvolve velocidades superiores e inferiores à velocidade linear média em canais individuais. Isso ocorre por três razões principais: um fluido se move mais rápido no centro dos poros do que ao longo das beiradas; algumas partes do fluido percorrem caminhos maiores entre os poros do que outras e em função dos diferentes diâmetros em uma parcela de solo heterogêneo;
- iv. **Dispersão hidrodinâmica:** Coeficiente que combina o processo de difusão molecular com a dispersão mecânica, uma vez que ambos não podem ser separados no fluxo de água subterrânea. Representa o aspecto macroscópico dos movimentos das moléculas e íons dissolvidos em conjunto com os fenômenos físicos e químicos que ocorrem dentro dos poros.

De acordo com Lange *et al* (2002) os mecanismos químicos propiciam diversos processos que ocorrem a depender do solo e da solução contaminada. Usualmente eles retardam o fenômeno de transporte de massa de poluentes. A adsorção-desorção e precipitação-dissolução podem causar a transferência real de poluente da fase líquida para fase sólida,

enquanto a oxidação-redução, complexação e quelação podem atuar afetando na disponibilidade dos poluentes.

Mondelli *et al.* (2016) avaliou a poluição e contaminação de um aterro, de 270.000 m², através da integração de diferentes técnicas de investigação, em Bauru (SP). Dentre as técnicas utilizadas, incluem-se ensaios geofísicos de resistividade de Mondelli (2008), os quais facilitaram a visualização da dimensão espacial e detecção dos sentidos da pluma. A composição aluvionar e coluvionar do solo foi determinada com o resultado de sondagens SPT realizadas antes da implantação do aterro. Também foram realizadas análises de poços de monitoramento, que permitiram visualizar o avanço da pluma de contaminação com o tempo e confirmar a contaminação no local. Por ser um método direto, a avaliação da contaminação por poços de monitoramento do aquífero freático foi e é tida como parte indispensável da investigação e monitoramento de áreas potencialmente contaminadas.

De acordo com Mondelli *et al.* (2016), a análise da contaminação do aterro de Bauru (SP) foi feita em doze campanhas de amostragem de água (alternadas em épocas chuvosas e de estiagem), entre janeiro de 2003 e abril de 2008. Ao todo foram monitorados 16 poços, sendo 2 deles escavados após 4 anos de estudo, em uma área supostamente sem contaminação, para serem utilizados como valores de qualidade de referência da região. Os ensaios de resistividade realizados anteriormente auxiliaram na escolha da posição de implantação dos poços. Em campo foram medidos pH, temperatura e CE, enquanto no laboratório foram executadas as análises dos demais parâmetros químicos.

Os valores de pH confirmaram a acidez proveniente do grupo de solos do local, mas águas de 7 poços apresentaram valores mais alcalinos, o que pode estar relacionado à própria alcalinidade encontrada no chorume. A CE, considerada um dos parâmetros mais representativos para avaliação da contaminação do aterro, foi interpretada como amostra contaminada com valores a partir de 300 mS/cm, enquanto era esperado para aquíferos livres de contaminantes variações entre 100 a 280 mS/cm, conforme foi comprovado pelo branco.

Já quanto aos metais pesados, o zinco foi o que apareceu em maior frequência, apesar de também não superar a concentração máxima do padrão de potabilidade, ao contrário do que ocorreu com o chumbo. A relação DBO/DQO confirmou a teoria de que quanto menor for o seu valor, maior a idade do chorume e menos biodegradável será a amostra, uma vez que essa relação foi tendo seu valor diminuído com o passar do tempo das amostragens. Em

resumo, quando tratados como padrão de consumo humano, os resultados demonstraram os seguintes parâmetros acima dos limites adotados pela CETESB (2014): pH; fosfato total; DBO; Pb, Fe e Cr. O nitrogênio amoniacal não apresentou concentrações maiores que o padrão de potabilidade nas amostras, mesmo sendo presente em grande quantidade no chorume.

Principalmente a partir de valores anômalos de cloreto, CE, nitrogênio amoniacal e alcalinidade do pH em relação ao branco, foi confirmada a contaminação de lixiviado sobre o aquífero freático, e concluído que poços de monitoramento são uma ótima técnica de investigação geoambiental. Entretanto, a verificação da existência de contaminação depende de valores de referência (branco) e do conhecimento das características do aquífero (valores que não foram estabelecidos preliminarmente, uma vez que as análises se iniciaram após a construção do aterro).

Santos Filho *et al* (2017) buscaram determinar a extensão da contaminação do solo e da água subterrânea impactados pelo vazadouro de Tatuí (SP) (que operou de 1991 até 2014) integrando ensaios geofísicos com análises físico-químicas em poços de monitoramento. Utilizaram-se os métodos geofísicos de eletrorresistividade e eletromagnetismo em 9 linhas localizadas sobre ou muito próximas do aterro, inclusive aplicando a técnica de caminhamento elétrico para medições em diferentes profundidades.

Foram realizadas 6 campanhas de coleta nos 12 poços de monitoramento escolhidos entre 2000 e 2001, sendo 2 a montante do vazadouro em uma região de clara não contaminação, para que fossem utilizados como referência de qualidade. Os resultados mostraram anomalias que foram interpretadas como amostras contaminadas, principalmente em relação à CE e ao teor de cloretos e metais pesados, encontradas apenas em poços localizados sobre os resíduos. Em todos locais com CE acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ foi inferida a existência de contaminação, enquanto o branco teve valores até cerca de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os ensaios geofísicos sugeriram o nível dos resíduos e também o impacto esperado nas águas subterrâneas, mas não deram indício de contaminação do aquífero fora da área de deposição. Apenas corroborando esses resultados com as análises diretas foi possível confirmar de fato a contaminação, por isso os autores afirmam que os métodos diretos foram mais conclusivos. O estudo concluiu também que por auxiliarem na locação dos poços de monitoramento, e por possibilitarem avaliações integradas dos dados, ambos métodos têm funções bem

complementares em um estudo de contaminação de resíduos.

Ling e Zhang (2017) avaliaram a contaminação do aterro controlado de RSU que opera desde 1993 até os dias de hoje em Sichuan, província no sudeste da China. O estudo foi conduzido com técnicas diretas (análises de qualidade da água superficial e subterrânea) e indiretas (levantamento da resistividade aparente do solo). Havia valores de referência dos parâmetros físico-químicos, que foram analisados na mesma região antes da implantação do aterro e por isso são consistentes como branco. Ao todo foram analisados 11 pontos de monitoramento de amostras subterrâneas, 3 superficiais, e três perfis de levantamento da resistividade do solo.

Tanto as coletas quanto os ensaios geofísicos foram realizados no período de seca e de chuva. Havia 14 pontos de análises diretas da água, localizados a montante, acima e a jusante do aterro, sendo um deles no ponto superficial em que o córrego intermitente Long Feng cruza com a área de deposição. Dentre os principais parâmetros medidos para amostras superficiais e subterrâneas, estão o pH, cloreto, metais pesados, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, DQO, DBO e dureza total, sólidos totais dissolvidos (STD) e coliformes. A CE foi determinada a partir do STD. A ocorrência de contaminação foi avaliada a partir da comparação com o branco, e também com o *Landfill Water Pollution Index* (LWPI), um índice de qualidade de águas superficiais e subterrâneas contaminadas por aterros, proposto por Talalaj (2014).

Todas amostras de água subterrânea apresentaram presença de contaminação. No entanto, os pontos a montante indicaram a presença apenas de indicadores microbiológicos, os quais não estão ligados ao contato com chorume, mas sim com poluições domésticas da região. Os outros poços de monitoramento, todavia, tinham sinais claros de chorume, inclusive aqueles a mais de 3 quilômetros de distância. Os valores do branco de 19,4 mg/L para o cloreto, 32,6 mg/L para DQO e 3,2 mg/L para DBO foram utilizados. A zona com maior concentração de contaminantes característicos do lixiviado foi localizada em amostras distantes por 200 a 500 metros do aterro, e tiveram seus valores gradativamente diminuindo com a distância, em função da diluição e biodegradação no meio.

Já para as análises de amostras superficiais, os valores de referência foram parecidos com os estipulados para águas subterrâneas, com exceção da dureza total. Nos pontos de monitoramento acima e a jusante do aterro foi comprovada a presença de contaminação por

chorume. O cloreto, por exemplo, teve concentração cerca de 10 vezes maior nas amostras do córrego intermitente Long Feng, detectado como contaminado. Havia ainda o ponto do córrego a jusante, que está localizado 6 quilômetros após o aterro e ainda apresentou sinais da contaminação, mas em concentrações menores, principalmente no período de chuvas. Certamente também em função da biodegradação e diluição do contaminante. Tanto para análises superficiais quanto subterrâneas, os principais parâmetros para determinar a contaminação foram: cloreto, DQO, DBO, nitrogênio amoniacal e dureza total.

Quanto aos ensaios geofísicos, foi determinado um valor de referência de resistividade de 13 Ω .m, onde em locais mais condutivos que isso assumiu-se o contato com o chorume. Os ensaios também foram realizados no período de seca e chuva, e assim como nos resultados de qualidade da água, as distribuições dos valores foi similar nos dois períodos. Foram definidas a linha A a montante, a linha B acima e a linha C a jusante do aterro. Os ensaios permitiram determinar o nível freático (e do contaminante), algumas composições litológicas e que a maior parte da água subterrânea da região está nos poros de rocha sedimentar intemperizada. A linha A se mostrou livre do chorume, enquanto as linhas B e C contaminadas, todas comprovadas por análise direta. Para a linha B, como não havia poço de monitoramento sobre o lixão, os resultados das amostras superficiais do córrego Long Feng, quando cruzava o aterro, foram suficientes para assumir que a zona de baixa resistividade encontrada também tinha chorume.

A partir dos estudos de Mondelli *et al* (2016), Santos Filho *et al* (2017) e Ling e Zhang (2017), percebe-se que métodos geofísicos são importantes, principalmente, para localizar a direção e posição do avanço da pluma de contaminação, entretanto a análise de poços de monitoramento, de amostras superficiais, e até mesmo de amostras do solo é essencial para caracterizar e confirmar a atuação do lixiviado e observar seu avanço temporal. No entanto, conclui-se tanto para análises geofísicas quanto de qualidade da água, que a amostragem feita em diversos pontos ou linhas, localizados em diferentes direções do aterro, e em períodos de seca e chuva, são fundamentais para geração de resultados mais consistentes.

É possível notar também pelos estudos alguns parâmetros corriqueiramente utilizados para determinar a contaminação do lixiviado e tidos como os principais parâmetros para esse tipo de avaliação, os quais fundamentaram a escolha dos parâmetros analisados no presente estudo. São eles: pH, CE, cloreto, nitrogênio amoniacal, DBO, DQO e metais pesados. A contaminação é determinada principalmente pela comparação dos parâmetros analisados

com valores de referência (branco) da região, uma vez que a simples análise com padrões de qualidade da água vigentes é insuficiente para caracterizar componentes presentes no chorume, apesar de auxiliar na identificação de outros tipos de contaminação, como de fontes urbanas ou industriais.

3.7 LIXÃO DO MUNICÍPIO DO NOVO GAMA (GO)

A área objeto deste estudo é o lixão do município Novo Gama (GO) que, segundo a Prefeitura do Município, recebe RSU há cerca de 20 anos. A Figura 3.5 ilustra parte do aterramento de resíduos, enquanto a Figura 3.6 retrata o processo de combustão espontânea causado pela constante emissão de metano.

Não existem quaisquer registros de pesquisas realizadas que tenham analisado a contaminação, tanto superficial quanto subterrânea, ocasionada por essa disposição final. O que torna o presente trabalho também um estudo de primeira aproximação, com uma avaliação inicial da situação. Além disso, sabe-se que se trata de um caso de elevada complexidade, em função de a legislação de resíduos sólidos vigente proibir meios de disposição final dessa natureza.

Algumas informações são determinantes para a magnitude da contaminação, como a quantidade, composição e o tempo de disposição de resíduos no local. Sabe-se que o Lixão é a única forma de disposição final dos RSU gerados no Novo Gama (Júnior, 2016) e, por essa razão, a quantidade de resíduos é função da geração do município nos últimos 20 anos, e de disposições irregulares provenientes de outras localidades.

Segundo Júnior (2016), e conforme as observações realizadas em campo, não existem pesagens ou qualquer tipo de controle da quantidade de resíduos descarregada no Lixão. A Figura 3.7 mostra o momento exato de entrada de um caminhão para descarga do lixo. Por isso, supõe-se que a descarga diária de resíduos equivale à geração *per capita* da população do Novo Gama (GO), supostamente o único município a enviar, na atualidade, seus resíduos ao Lixão.

Apesar de antigo, o último documento a especificar a geração de resíduos do Novo Gama (GO) foi o PGIRS do Município, de 2006, que aponta uma geração de 0,6 kg/hab/dia, com 63,3% sendo matéria orgânica (principal responsável pela lixiviação). Esses números foram baseados em dados e parâmetros medidos e dimensionados em campo, em que pese que o

PGIRS não detalhou como o levantamento de dados foi realizado.

Com base no último Censo Demográfico realizado pelo IBGE no ano de 2010, o município possuía uma população de 95.018 habitantes, com a estimativa para 2018 de 113.679 habitantes. De acordo com essa estimativa e com os dados do PGIRS (2006) do Novo Gama, pode-se inferir uma produção diária de 68,2 toneladas, das quais 43,2 toneladas são de orgânicos, que provavelmente chegarão ao lixão.

A partir do fim de 2017, foram feitos investimentos, de origem privada, para recuperação de resíduos recicláveis que são dispostos no Lixão. Foi montada uma instalação com 2 esteiras, 1 escavadeira, 1 prensa hidráulica e 1 cooperativa com cerca de 30 catadores, com o objetivo de comercializar os resíduos recuperados. A cooperativa que opera o galpão (Figura 3.8) é formada por catadores que trabalhavam no próprio Lixão anteriormente, em condições ainda mais insalubres e com perigos iminentes (como incêndios ocasionados pelo processo de combustão espontânea). No início de 2018, houve também o investimento da própria prefeitura no cercamento da área de disposição, de forma que fossem reduzidas descargas irregulares de resíduos.



Figura 3.5 - Foto em campo do lixão do Novo Gama (GO) (agosto de 2018).



Figura 3.6 - Foto em campo do processo de combustão espontânea dos resíduos no Lixão (agosto de 2018).



Figura 3.7 - Foto da atual portaria para entrada de resíduos para descarga no Lixão (janeiro de 2019).



Figura 3.8 – Foto do galpão de recuperação de resíduos recicláveis do Lixão (agosto de 2018).

4 METODOLOGIA

A Figura 4.1 ilustra a metodologia, abordada e aplicada neste estudo a fim de avaliar a contaminação por chorume de um lixão, e suas influências em águas superficiais e subterrâneas.

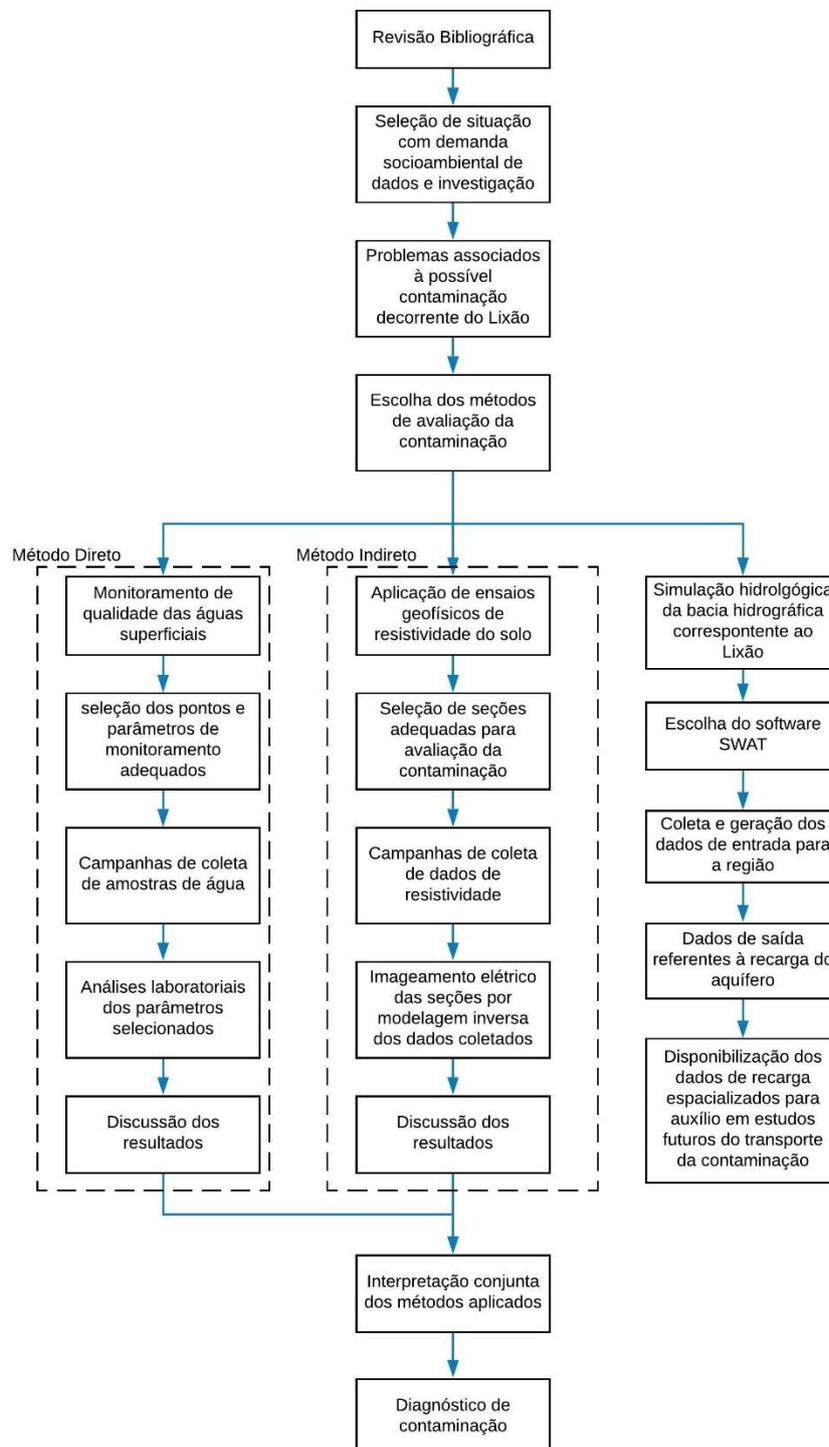


Figura 4.1 - Metodologia geral do estudo.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Lixão do Município do Novo Gama (GO), que ainda está em atividade, localiza-se na região do entorno do Distrito Federal, inserido na área da Fazenda Alagado, e ocupava uma área de aproximadamente 90.000 m² em 2018. Em função de ter sido operado por muitos anos sem o controle de acesso de entrada e saída de veículos, é possível que não tenha recebido apenas resíduos sólidos domiciliares (Classe II-A), mas também resíduos perigosos (Classe I) e outros não perigosos, mas que podem ser poluentes (Classe II-B).

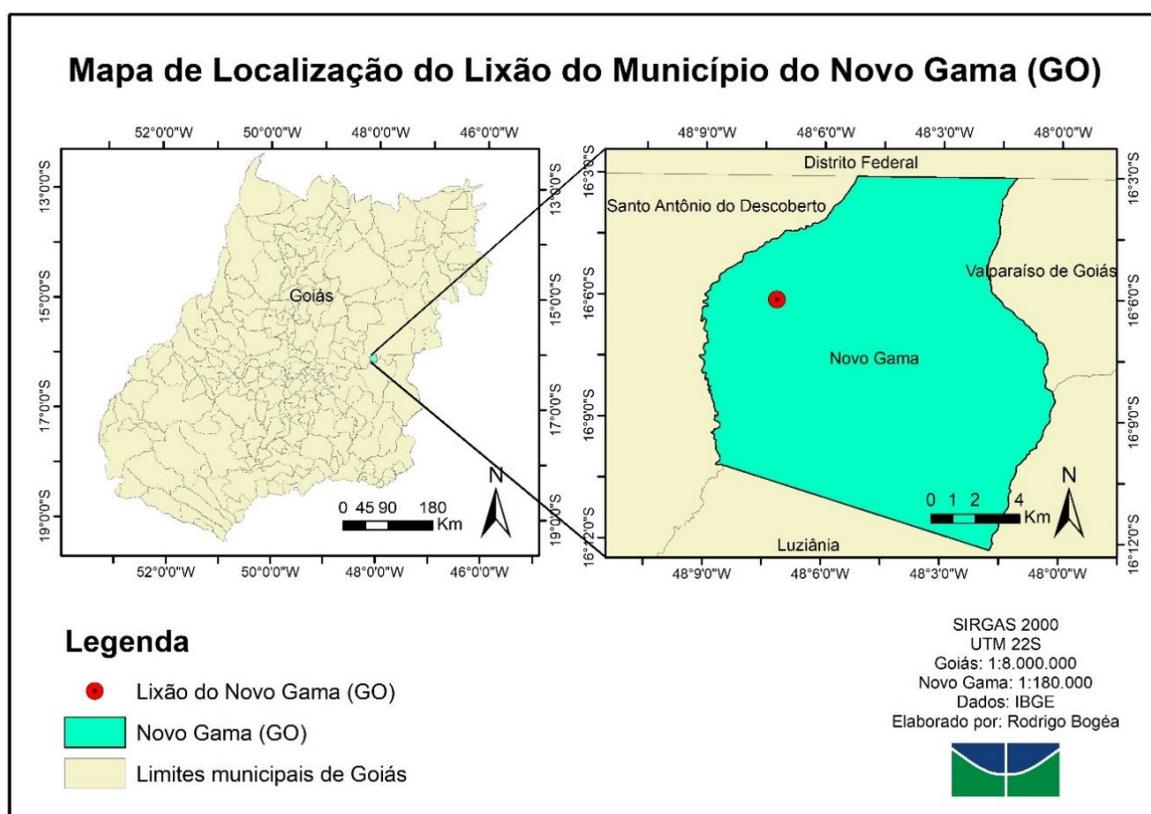


Figura 4.2 - Mapa de localização do lixão do Novo Gama (GO).

Segundo projetos disponibilizados pela prefeitura, inicialmente a área foi planejada como um aterro sanitário composto por duas células de área total de 15.000 m² e com duas lagoas receptoras de chorume. Entretanto, há cerca de 20 anos, em função da falta de investimentos que possibilitassem o controle e manutenção das células, a área passou a ser caracterizada como um vazadouro a céu aberto. Além disso, percebeu-se em visita de campo as lagoas de chorume completamente vazias, o que indica que o sistema de drenagem original não é mais capaz de suportar o fluxo do lixiviado gerado.

Sua localização geográfica é: latitude 16°6'5.49'' Sul e longitude 48°7'11.04'' Oeste. O clima da região é caracterizado por 2 estações bem definidas, com estiagem de maio a setembro, e período chuvoso de outubro a abril. A precipitação média anual dessa microrregião do Goiás está entre 1200 e 1600 mm e a temperatura média anual é de aproximadamente 23 °C (Cardoso, 2014). A área está identificada pela Figura 4.3.

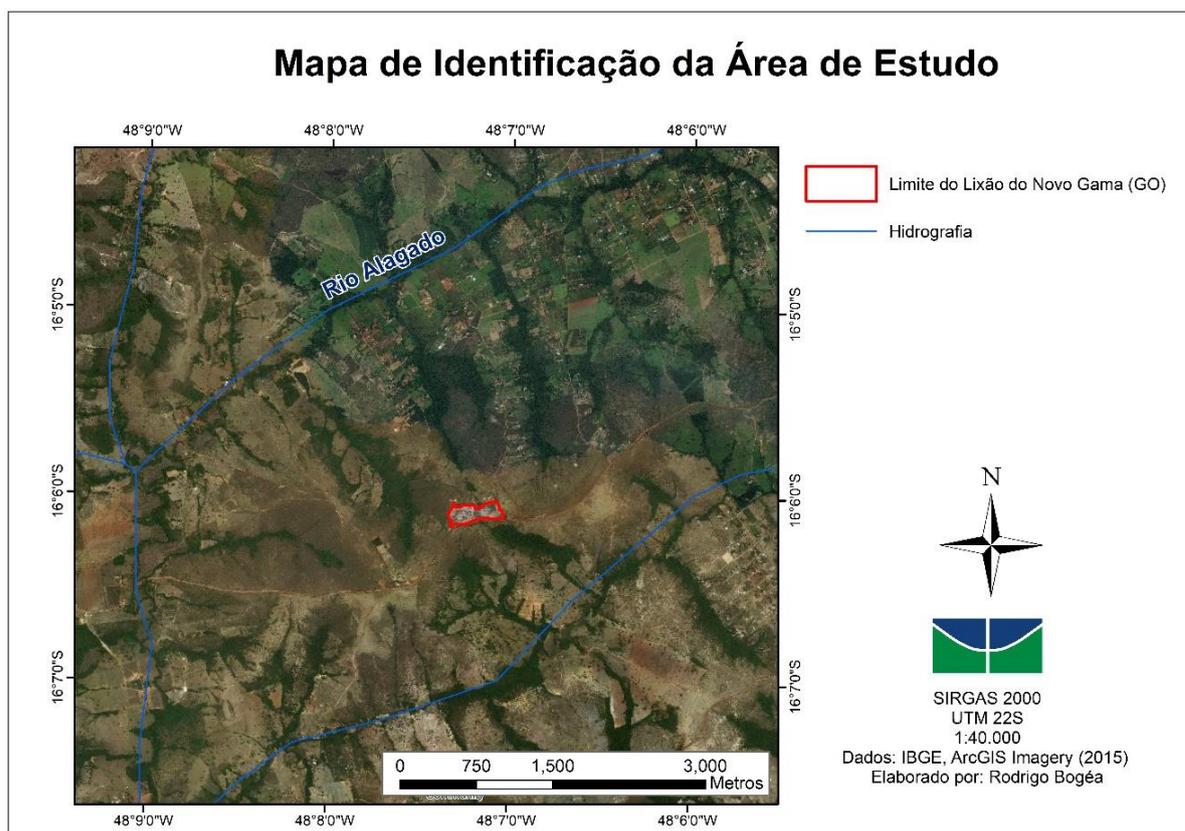


Figura 4.3 – Identificação da área de estudo.

Segundo as informações observadas no mapa de formações geológicas em escala de 1:250.000 disponibilizado pela RIDE-DF e adaptado na Figura 4.4, o Lixão está sobre cobertura detrítico lateríticas ferruginosas, do período Cenozóico e entre fraturas geológicas próximas. De acordo com o mapa de solos da RIDE-DF em escala 1:250.000 (Figura 4.17), está sobre uma camada de cambissolo. A formação geológica e pedológica do solo indica pH ácido no meio, e que a velocidade de avanço da pluma de chorume seria muito baixa. Já a análise hipsométrica indica que o Lixão está situado sobre o divisor de águas de diferentes bacias, podendo contribuir com escoamento superficial contaminado para diversas direções, como pode ser observado na Figura 4.5.

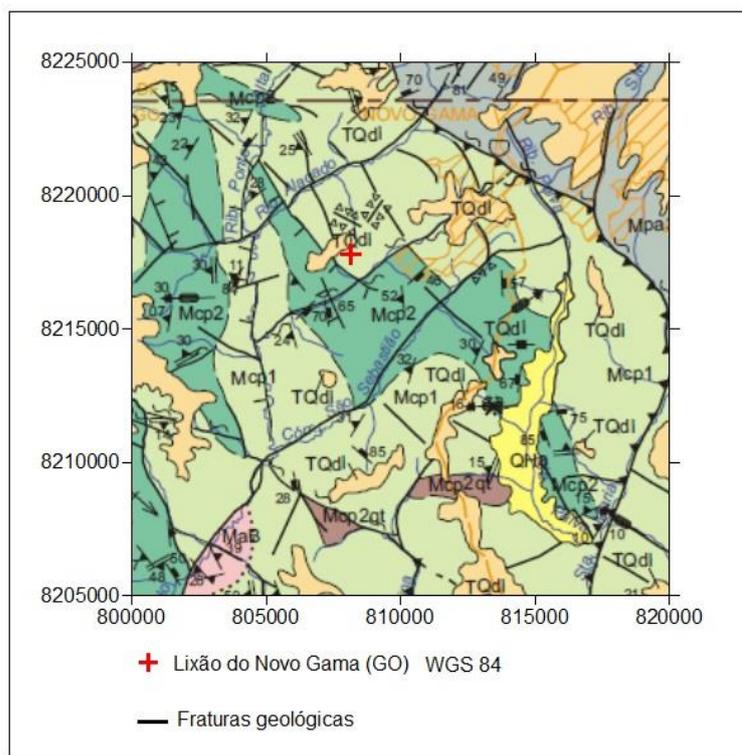


Figura 4.4 - Mapa de fraturas geológicas (Fonte: adaptado do mapa geológico da RIDE-DF).

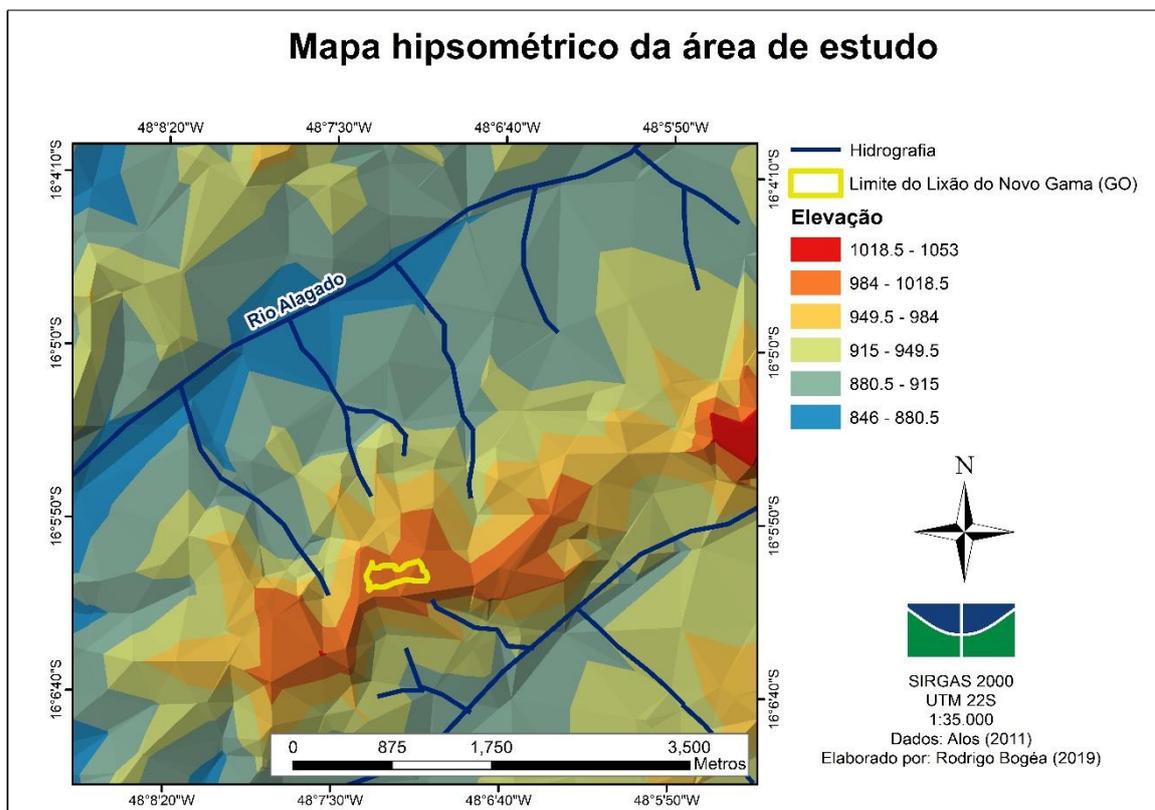


Figura 4.5 – Hipsometria da área de estudo.

A análise da hidrografia da área de estudo mostra que todas microbacias hidrográficas situadas no entorno do Lixão estão inseridas na bacia hidrográfica do Rio Alagado. Após apenas 12 km de curso d'água a jusante dessa região, o rio deságua no braço do Rio Alagado, formador do reservatório de Corumbá IV. É justamente nessa área que estão sendo executadas obras, em parceria dos governos de Goiás e Distrito Federal, para captação de água para consumo humano a fim de abastecer milhares de pessoas nos dois estados (Agência Brasília, 2018). Por isso, entende-se como de suma importância não apenas a realização de uma avaliação, como o controle da contaminação proveniente do Lixão. A hidrografia da região de estudo é ilustrada na Figura 4.6.

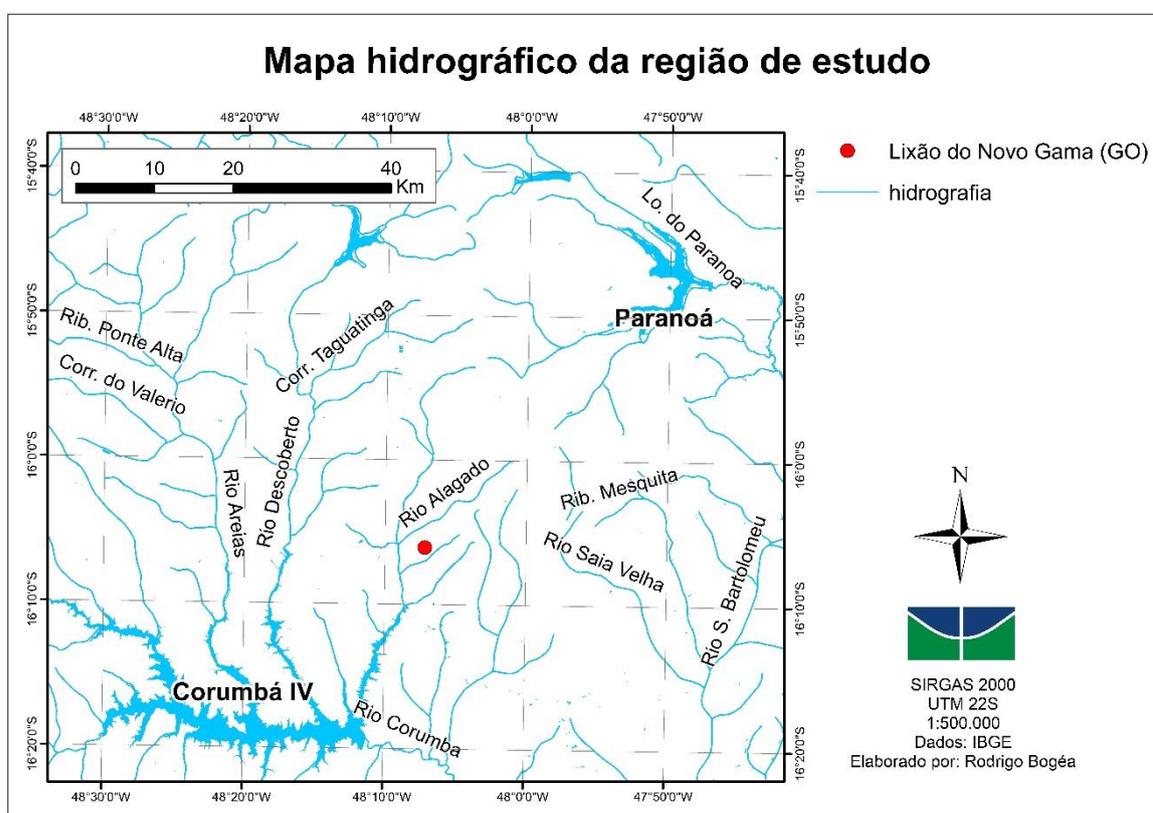


Figura 4.6 - Hidrografia da região de estudo.

Quanto a hidrogeologia, não foram encontrados dados específicos sobre o nível freático sob o lixão, apenas que, de acordo também com um mapa de hidrogeologia disponibilizado pelo Geoportal do Goiás em escala 1:100.000, a região está em um ponto com identificação da existência de aquíferos freáticos. Há de se destacar, novamente, as fraturas geológicas em torno da área de deposição de resíduos do Lixão, evidenciadas na Figura 4.4. Caso realmente haja uma fratura abaixo do aterro, há maior vulnerabilidade do aquífero em função do

caminho preferencial de recarga das águas subterrâneas formado pelas fraturas.

A ocupação do solo das bacias a jusante do Lixão é caracterizada por cerrado preservado, matas de galeria, cultivos em pequena escala de alimentos, chácaras e criações de animais (gado e cavalos). Todas ocupações citadas foram observadas em visitas de campo realizadas em agosto de 2018 e fevereiro de 2019 nas chácaras ao redor, e em imagens aéreas capturadas em julho de 2018 e disponibilizadas pelo Google Earth. Há também o local em que se situam as piscinas de chorume desativadas, ilustrado na Figura 4.7.

Para as visitas de campo, as quais tornaram possíveis não só o reconhecimento do local, mas também o monitoramento de qualidade da água e os levantamentos geofísicos de resistividade do solo, houve o acompanhamento e apoio da presidente da associação dos chacareiros locais, de alguns agricultores, bem como de funcionários da prefeitura.

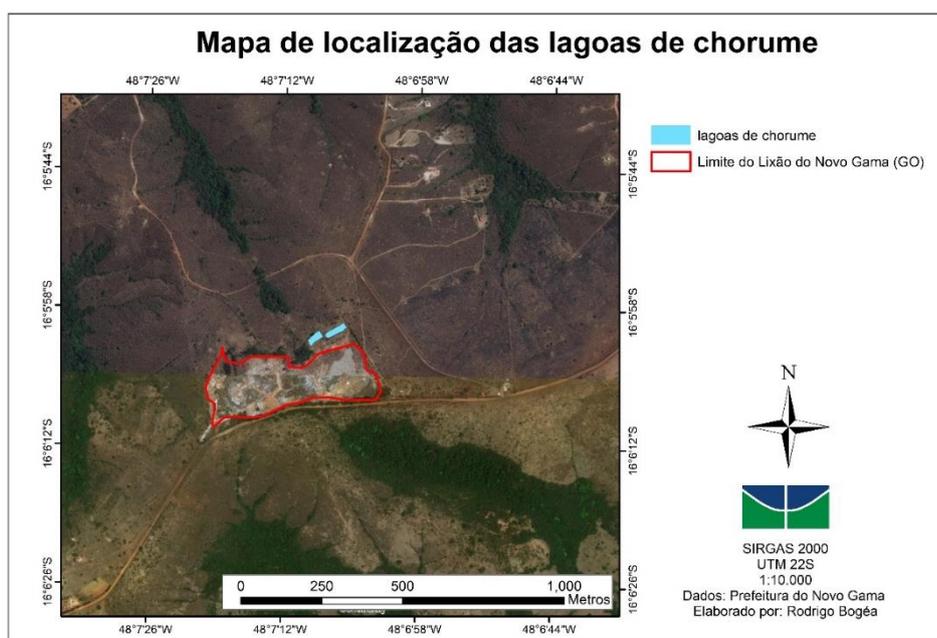


Figura 4.7 - Localização das lagoas de chorume desativadas no entorno da área do Lixão do Município do Novo Gama (GO).

Em suma, o local de estudo foi selecionado para aplicação do método de avaliação da contaminação por chorume pelo conjunto de fatores que caracterizam a área. O fato de ser um lixão (sem impermeabilização do solo), de estar em inconformidade com a legislação de resíduos sólidos vigente (BRASIL, 2010) e de ainda não haver estudos e dados que incrementem eventuais ações mitigadoras, motivaram a prefeitura do Novo Gama (GO) a

entrar em contato com a UnB e expor a problemática. Considerando ainda que o Lixão foi instalado em um local especialmente ruim, em relação a aspectos topográficos e hidrogeológicos, e em sub-bacias contribuintes do reservatório Corumbá IV, a escolha da área foi justificada e cumpre o objetivo de suprir uma demanda socioambiental.

O presente estudo contou com a participação Lage (2019), que de forma conjunta coletou e analisou os dados de resistividade e qualidade da água do entorno do Lixão. Porém, não realizou a formação da base de dados e modelagem hidrológica que foi parte da caracterização de primeira aproximação da área, e está descrita no item 4.4..

4.2 MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA DAS NASCENTES SELECIONADAS

4.2.1 Pontos de amostragem

Foram definidos 3 pontos de coleta, uma nascente ao sul (Jacobina), outra a noroeste do Lixão (Riacho Doce 3) para controle da possível contaminação, e outra mais deslocada a nordeste (Jacumã) como “branco”, ou seja, uma amostra de água de uma nascente da região de estudo sem estar submetida a processo de contaminação. Todas nomeadas de acordo com as chácaras em que estão situadas, e representadas na Figura 4.8.

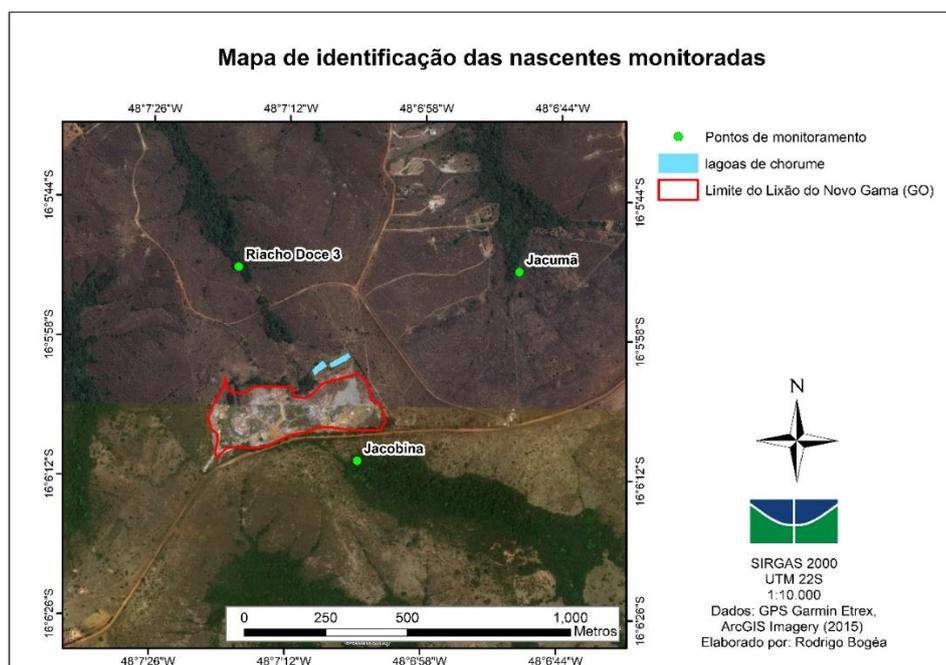


Figura 4.8 - Nascentes monitoradas na área do entorno do Lixão do Município do Novo Gama (GO).

A localização da nascente Riacho Doce 3 foi escolhida por estar a jusante da maior parte do escoamento superficial drenado pela área ocupada pelo Lixão e das antigas piscinas de chorume. Já a nascente Jacobina, drenagem mais próxima dos resíduos, tinha um dos piores aspectos visuais dentre as nascentes observadas ao redor. De acordo com relatos da população local, essa nascente apresentou forte mau cheiro durante épocas de chuva de anos anteriores. Finalmente, a nascente Jacumã foi o ponto escolhido para resultar nos valores de “branco” da amostragem da região, ou seja, valores supostamente livres de contaminantes. Após avaliar os resultados das análises, confirmou-se a possibilidade da nascente servir como branco (mesmo também estando a jusante do Lixão). Acredita-se que pela longa distância, o fluxo subterrâneo do chorume após aproximadamente 20 anos de existência do Lixão ainda não conseguiria atingir essa distância.

É importante destacar, também, que ambos os pontos escolhidos para avaliar a ocorrência de contaminantes estão próximos ao Lixão (Jacobina e Riacho Doce 3), e coincidem com a localização dos levantamentos geofísicos de resistividade do solo executados, como será observado no item 4.3. As Figuras 4.9 e 4.10 são fotografias de duas das nascentes no dia da coleta.



Figura 4.9 - Nascente Jacobina



Figura 4.10 - Nascente Riacho Doce 3

4.2.2 Coleta

Foi realizada uma campanha de coleta no dia no dia 7 de fevereiro de 2019, em época chuvosa e próximo de 12h. Inclusive, no dia anterior à saída de campo houve chuvas. As medidas de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura foram obtidas em campo, enquanto as análises de condutividade elétrica (CE), turbidez, pH, DQO e coliformes totais foram realizadas no laboratório de Saneamento Ambiental do SG12, na Universidade de Brasília (UnB). Já a determinação das concentrações dos cátions (sódio, amônia e potássio) e ânions (cloreto, nitrito, nitrato, fosfato, sulfato) foram analisadas no Laboratório do Departamento de Ecologia, do Instituto de Biologia (IB), da UnB.

Para as amostras do Laboratório de Saneamento Ambiental do SG12 foram utilizados como coletores beckers de plástico (250 ml) previamente lavados com água deionizada. Elas foram acondicionadas em garrafas de polietileno de 1 litro (1 garrafa para cada nascente). As amostras para análise de coliformes, foram coletadas e armazenadas em recipientes de vidro esterilizados.

As amostras enviadas ao Laboratório do IB foram filtradas com o auxílio de uma seringa comum (20 ml) e adaptador para filtros, e armazenadas em três tubos Falcon (15 ml) esterilizados. Após as coletas, todas amostras foram preservadas em caixas térmicas com temperatura próxima a 4°C, e enviadas para os dois laboratórios. Enquanto os tubos Falcon foram congelados, as amostras do laboratório de Saneamento Ambiental ficaram em uma geladeira com a temperatura de 4°C até a realização de todas análises, o que foi feito no dia seguinte à respectiva coleta.

Os procedimentos para realizar as campanhas de coleta, envolvendo tanto as coletas em si quanto os transportes das amostras, foram baseados no manual para análises físico-químicas da EMBRAPA (2011).

4.2.3 Análises físicas, químicas e biológicas

Para determinar a possível influência do chorume nos dois corpos hídricos superficiais escolhidos, foram selecionados os seguintes parâmetros para análise: temperatura (°C); oxigênio dissolvido (mg/L); turbidez (UT); condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); pH; DQO (mg/L); nitrogênio amoniacal (mg/L); nitrito (mg/L); nitrato (mg/L); fosfato (mg/L); cloreto

(mg/L), sódio (mg/L), potássio (mg/L), sulfato (mg/L) e coliformes totais. A Tabela 4.1 resume os parâmetros selecionados, informando como foi a análise e a referência metodológica de cada um.

A escolha dos parâmetros teve como base a composição química geral do chorume brasileiro exposta no estudo de Lange e Amaral (2009), os parâmetros selecionados pelos estudos de Ling e Zhang (2017), Santos Filho (2017), Mondelli et al, (2016) e também a disponibilidade de reagentes e equipamentos dos dois laboratórios de análise.

Ainda em campo, durante as coletas, realizaram-se as medidas de temperatura e OD por um oxímetro portátil. CE e o pH também tiveram medida direta pelo condutivímetro e pHmetro, respectivamente. A turbidez, DQO e coliformes totais foram analisados pelo próprio autor do estudo no laboratório de Saneamento Ambiental. Já as amostras para ânions e cátions, foram congeladas, transportadas para o Laboratório do Departamento de Ecologia do IB e analisados pela equipe de técnicos do laboratório após cerca de três meses da coleta.

Tabela 4.1 - Resumo da metodologia para análise dos parâmetros de qualidade da água.

Parâmetro	Análise	Equipamento	Referência Metodológica
Temperatura	Medição direta	Oxímetro	APHA (2005)
OD		Oxímetro	
CE		Condutivímetro	
pH		pHmetro	
Turbidez	Espectrofotometria	Espectrofotômetro UV-visível Hach	
DQO			
Nitrato	Cromatografia iônica	Cromatógrafo Metrohm	
Nitrito			
Amônia			
Cloreto			
Sulfato			
Fosfato			
Potássio			
Sódio			
Coliformes Totais	Método Colilert	Kit Colilert	

A espectrometria de absorção molecular baseia-se na absorção de luz por compostos presentes em solução, e foi utilizada para a determinação da turbidez e DQO. Para a DQO foi utilizado o método de digestão da Hach *low range*. Durante o procedimento basta

preparar dois frascos: um com a amostra e outro com o branco, ambos com os reagentes da própria Hach. O frasco com a amostra reagiu por 2 horas a 150 °C, e após esfriar houve a leitura do branco (para calibrar o equipamento) e posteriormente da amostra. Para analisar a turbidez foi necessário apenas utilizar uma cubeta (25 ml), limpá-la com lenço levemente umedecido, e inseri-la no equipamento com a função apropriada.

A análise de coliformes foi realizada pelo método Colilert, que consiste em quantificar os coliformes totais presentes na amostra através da mistura com o reagente Colilert, e alocação da solução em uma cartela selada incubada a 35°C por 24h. O resultado é obtido após contagem das células da cartela que se tornaram amarelas à luz natural. Apenas a amostra de Riacho Doce 3 foi diluída em 1 para 100, porém observou-se posteriormente que havia a necessidade de diluir também a água de Jacobina. Além disso houve um erro do método com a amostra de Jacumã, que impossibilitou sua quantificação.

Para a quantificação dos nutrientes dissolvidos, as amostras filtradas em campo foram analisadas no cromatógrafo Metrohm, utilizando colunas específicas para cátions (sódio, amônia e potássio) e ânions (cloreto, nitrito, nitrato, fosfato, sulfato). A determinação dos cátions foi feita na coluna MetroSep C4 250/4.0 mm utilizando ácido nítrico (1,7 nM) e ácido dipololínico (0,7 nM) como eluente, com detecção de condutividade não suprimida. A determinação de ânions foi feita na coluna MetroSep A Supp 5 250/4,0 mm utilizando 3,2 mmol/L de carbonato de sódio e 1 mmol/L de bicarbonato de sódio como eluente, com detecção de condutividade suprimida.

A referência metodológica para análise de todos os parâmetros foi o *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater* (2005), da associação de saúde pública dos Estados Unidos (APHA, 2005).

4.3 LEVANTAMENTO ELÉTRICO DA RESISTIVIDADE DO SOLO

4.3.1 Materiais

Para a execução dos ensaios de resistividade utilizou-se o resistímetro Geopulse (Figura 4.11), fabricado por Campus Geophysical Instruments e disponibilizado pelo Instituto de Geociências da UnB. O equipamento possui seleção manual de corrente de 0,5 a 100 mA, realiza leituras de 0 a 180 V e foi projetado para levantamento geofísico de pequena profundidade (Silva e Nascimento, 2013). O acesso à área de estudo foi feito com o auxílio

do GPS Garmin Etrex, com precisão de até 5 metros.



Figura 4.11 - Resistivímetro Geopulse utilizado em campo.

4.3.2 Campanhas de campo

As campanhas de campo foram executadas entre janeiro e fevereiro de 2019, na época de chuva, ao longo de 11 dias. Os locais onde situam-se as linhas de levantamento de dados estão em propriedades particulares, e foram acessados com o auxílio e acompanhamento de membros da associação de chacareiros local.

Foram realizados dois pares de levantamentos geofísicos paralelos entre si. Duas das linhas situam-se na face noroeste (A e B), cruzando um córrego intermitente, e duas na face sul (C e D) do Lixão, posicionadas de acordo com as características topográficas do local. Observando o relevo da área de estudo, o caminho preferencial para a maior parte do escoamento superficial do Lixão está na face noroeste. Já a face sul apresentou escoamento significativo de fluido com forte mau cheiro nos anos anteriores, conforme observado e relatado por residentes das chácaras do entorno.

Não foram selecionadas linhas sobre a massa de resíduos em função da inviabilidade de acesso à área, uma vez que o Lixão ainda está em atividade. A posição das linhas está a montante dos pontos de monitoramento de qualidade da água escolhidos. A Figura 4.12 ilustra as quatro linhas, enquanto a Figura 4.13 retrata a aquisição em campo dos dados na Linha B.

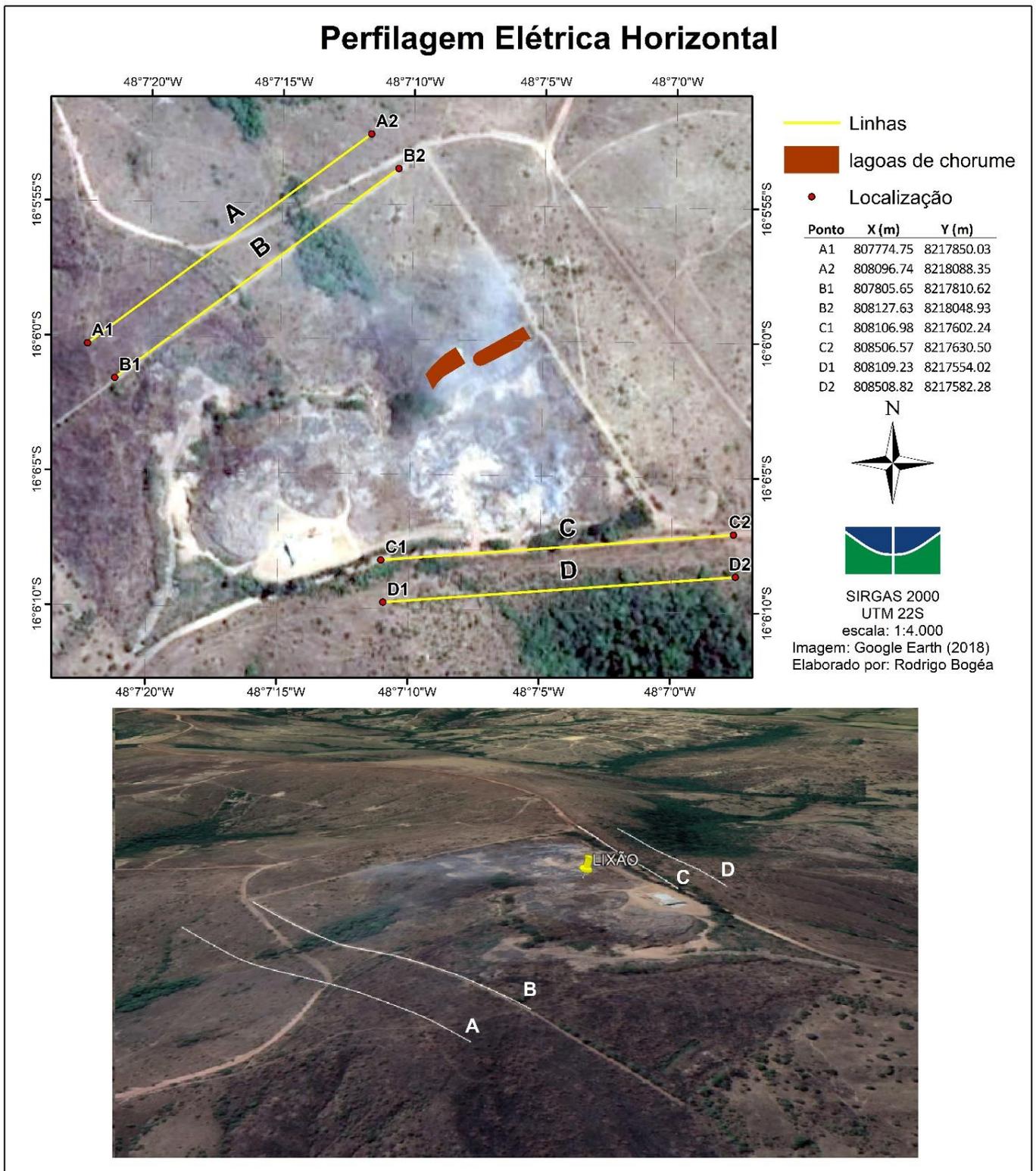


Figura 4.12 - Linhas de aplicação do método da resistividade.

As 4 linhas (A, B, C e D) possuem 400 metros de comprimento cada e estão posicionadas paralelamente entre si, em pares, com um espaçamento de 50 metros. Esse espaçamento foi escolhido a fim de possibilitar uma visualização dos dados proporcional à escala da área de estudo.

Foi empregada a técnica de caminhamento elétrico utilizando o arranjo de Wenner, o qual pressupõe que os eletrodos devem estar equidistantes entre si. Por isso, considerando que a profundidade de medição é metade do espaçamento dos eletrodos (Nascimento *et al*, 2004), foram obtidas medições a 5, 10 e 15 metros de profundidade com os respectivos espaçamentos de 10, 20 e 30 metros dos eletrodos.



Figura 4.13 – Foto em campo do levantamento de dados na Linha B (fevereiro de 2019).

As medições em cada uma das linhas de foram divididas em 6 sessões de 100 metros. A Figura 4.14 exemplifica cada uma dessas sessões isoladamente e seus pontos de aquisição de dados de resistividade.

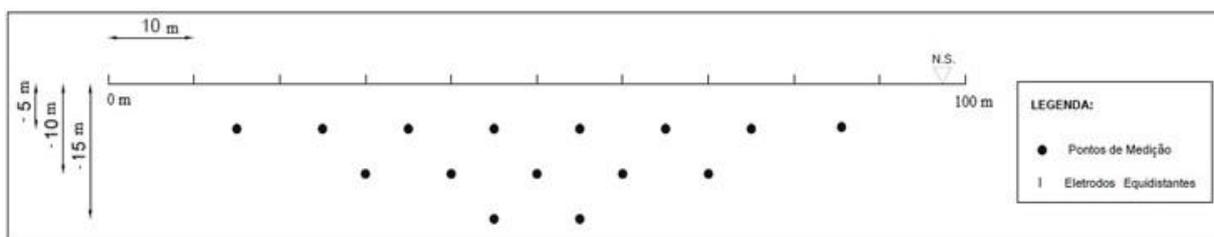


Figura 4.14 - Seção do levantamento da resistividade do solo.

No caminhamento de uma sessão para outra optou-se por sobrepor 40 metros do fim da última em relação ao início da próxima, de forma que fosse possível captar o máximo de medidas de resistividade possíveis ao longo da linha e resultasse em medições sobrepostas no 1º nível (5 metros de profundidade) e medições extras no 2º nível (10 metros de profundidade). Para as medidas sobrepostas optou-se por tirar a média dos dois valores, enquanto as medidas extras foram obtidas a partir de uma estimativa, a qual considera que a resistividade aparente naquele ponto é a média das resistividades dos pontos à esquerda e à direita.

O levantamento integral de cada linha, originado pelas 6 sobreposições parciais já mencionadas, está ilustrado na Figura 4.15. Os pontos em vermelho indicam as medidas resultantes da média de dois sobrepostos no 1º nível, e os pontos em azul indicam os valores de resistividade estimados a partir da média dos dois pontos vizinhos no 2º nível. Os dados estimados no segundo nível foram projetados a fim de aumentar a resolução da posterior visualização dos dados, no imageamento elétrico. Ao todo foram levantados 85 dados de resistividade aparente por linha.

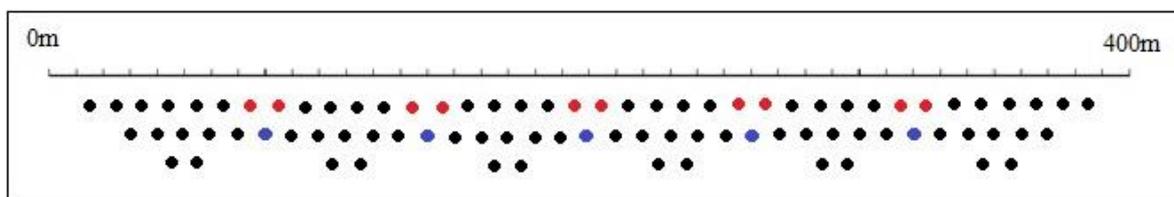


Figura 4.15 - Linha completa de levantamento da resistividade do solo.

O equipamento Geopulse retornou os valores de resistência (R) para cada um dos pontos da Figura 4.15 a partir da diferença de potencial (ddp) entre os eletrodos M e N, e da corrente (i) induzida no meio (Equação 4.1). Os valores foram anotados na planilha de campo, e posteriormente foram convertidos em resistividade (ρ) de acordo com a Equação 4.2, específica para o arranjo de Wenner, onde a representa o espaçamento dos eletrodos. É

importante ressaltar que a resistividade elétrica é um parâmetro intrínseco de materiais, o qual relaciona a dificuldade encontrada por uma corrente elétrica para se propagar em um meio (Bortolin e Filho, 2010) e, portanto, indica áreas de maior umidade em pontos menos resistivos.

$$R = \frac{ddp}{i} \quad (4.1)$$

$$\rho = 2. \pi. a. R \quad (4.2)$$

4.3.3 Imageamento elétrico dos dados coletados

Após a coleta de todas as medições de resistividade elétrica das 4 linhas produziu-se o imageamento elétrico dos dados. Ele consiste na obtenção de valores de um parâmetro físico a partir da superfície terrestre e ao longo de uma seção, e na interpretação de sua variação horizontal a uma ou mais profundidades determinadas (Bortolin e Filho, 2010). No caso do presente estudo, o parâmetro físico abordado é a resistividade elétrica aparente, enquanto a interpretação foi realizada para as linhas A, B, C e D em três níveis de profundidade.

Os dados foram processados com o *software* Res2dinv versão 3.15, com o mesmo tipo de processamento para as 4 linhas, integrando as 6 seções de 100 metros, parcialmente sobrepostas, conforme observado na Figura 4.15. A escala dos valores representada na legenda foi padronizada na visualização das 4 linhas, e por isso possibilitou a comparação entre elas.

Foram apresentados para cada linha 2 imagens geradas pelo RES2INV, além do referente perfil de elevação, gerado pelo ArcGIS 10.5. A primeira refere-se apenas aos dados coletados em campo representados por isolinhas de diferentes faixas de resistividade aparente, enquanto a segunda representa a modelagem inversa da resistividade aplicada pelo modelo, por meio do método do contraste de suavização por mínimos quadrados (Loke, 2007). Todas as modelagens inversas foram obtidas após 4 iterações.

O perfil de elevação apresentado juntamente com os resultados do RES2INV teve como objetivo auxiliar na interpretação dos dados, possibilitando observar como a topografia influencia na umidade encontrada no solo pelas medições de resistividade. O perfil foi

gerado pelo *software* ArcGIS 10.5, pela ferramenta *3D analysis*, e os dados de elevação foram originados do Modelo Digital de Elevação (MDE) do satélite ALOS, com 12,5 metros de resolução espacial. O MDE foi capturado em 2011 e é de acesso livre pelo portal da NASA.

Já o levantamento dos dados por pares de linhas paralelas entre si teve como objetivo principal permitir a comparação qualitativa e quantitativa entre os próprios pares, de maneira que fossem visíveis possíveis repetições de padrões de escoamento de uma linha para outra, o que pode confirmar certas tendências de escoamento e direções de eventuais plumas de contaminação. É importante ressaltar que as análises foram baseadas na modelagem inversa do RES2INV, as outras imagens servem apenas de auxílio e complemento.

4.4 SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA PRELIMINAR – SWAT

A modelagem compreendeu as etapas de aquisição dos dados, execução e processo de comparação de dados simulados com dados de outras bacias por um estudo de regionalização de vazões. Sabe-se que a simulação completa incluiria também as etapas de análise de sensibilidade dos parâmetros, calibração, e verificação do modelo, a fim de corrigir diferenças encontradas na verificação e aproximar o máximo possível os dados simulados dos observados em campo, de forma que haja maior precisão para previsões futuras. Portanto, define-se que a simulação executada é de caráter preliminar.

A simulação preliminar teve como objetivo disponibilizar os dados de recarga do aquífero superficial, um dos *outputs* do modelo, em nível genérico de forma que representasse as grandezas envolvidas. Para que haja um resultado mais fidedigno ao real, resalta-se que é preciso ainda executar a calibração com bases nos dados de vazão, disponíveis apenas em bacias vizinhas, os quais serão discutidos no item 4.4.4 com mais detalhes. Também realizar uma verificação mais consistente do modelo, empregando, por exemplo, algum dos métodos de regionalização de vazões propostos por Tucci (1993). A calibração não foi realizada no estudo principalmente em função da ausência de dados monitorados no local, e também por seu propósito possibilitar uma descrição ainda superficial do sistema.

O objetivo principal foi disponibilizar informações para estudos futuros, focados em simular o transporte dos contaminantes oriundos do Lixão ao longo do tempo, e também complementar os dados de primeira aproximação da área. Para isso, acredita-se que os resultados de recarga apresentados podem auxiliar em tomadas de decisão quanto à seleção

do modelo a ser utilizado, além da formação da base de dados, que costuma ser uma das etapas mais prolongadas na modelagem. Uma das possibilidades indicadas é o uso integrado do SWAT, a partir de dados de recarga georreferenciados, com o MODFLOW.

4.4.1 Materiais

Para elaboração dos mapas foi utilizado o *software* ArcGIS 10.5. Já para a modelagem em si, foi utilizada a interface do SWAT (Soil And Water Assessment Tool) com o ArcGIS, chamada ArcSWAT, versão 2012. O SWAT é disponibilizado livremente pelo desenvolvedor. Os resultados foram organizados e apresentados pelo Excel versão 2019, desenvolvido pela *Microsoft Corporation*.

4.4.2 Base de dados

Como já foi dito, o SWAT exige as seguintes informações de entrada: dados topográficos do terreno; tipos de solo; usos e ocupações da área; e dados climáticos (temperaturas máxima e mínima, radiação solar, umidade relativa, velocidade do vento e precipitação). Além disso, para verificação da simulação são necessários dados monitorados em campo a fim de avaliar a eficiência do modelo em representar aquele sistema. (Neitsch *et al*, 2009).

A bacia de estudo não é instrumentada, bem como boa parte do Novo Gama (GO). Para simulações essa é uma situação longe do ideal, uma vez que quanto maior a quantidade de dados monitorados maior será a possibilidade de avaliar o desempenho do modelo, e também de melhorá-lo a fim de representar o sistema de forma mais precisa possível (Tucci, 1998).

A escolha do SWAT está relacionada com essa problemática, já que é um dos modelos capazes de simular bacias não monitoradas (Neitsch *et al*, 2009), e também com a possibilidade de integra-lo com o MODFLOW, que por sua vez, a partir da recarga da superfície e de outros parâmetros não abordados, pode simular os fenômenos de transporte no meio subterrâneo (Guzman *et al*, 2015), podendo ser aplicado inclusive para o transporte de contaminantes oriundos do Lixão.

As informações topográficas foram representadas pelo Modelo Digital de Elevação (MDE) do satélite ALOS, disponibilizado livremente pela Administração Nacional Espacial e Aeronáutica dos Estados Unidos (NASA). O MDE utilizado tem resolução espacial de 12,5 metros, e foi gerado em 2011.

A bacia hidrográfica do estudo foi delimitada a partir do próprio ArcSWAT. Sua área é de cerca de 1,9 km², e está representada na Figura 4.16. Optou-se por executar a simulação apenas nessa bacia, mesmo que o Lixão esteja no divisor de águas de outras 5, com o intuito de simplificar a situação. Entende-se essa aproximação como aceitável em função de cerca de 70% da área de deposição dos resíduos estar na bacia simulada, e do fato de que o mais proveitoso para eventuais futuros estudos é a forma de aplicação do método, já que os resultados também não estariam calibrados.

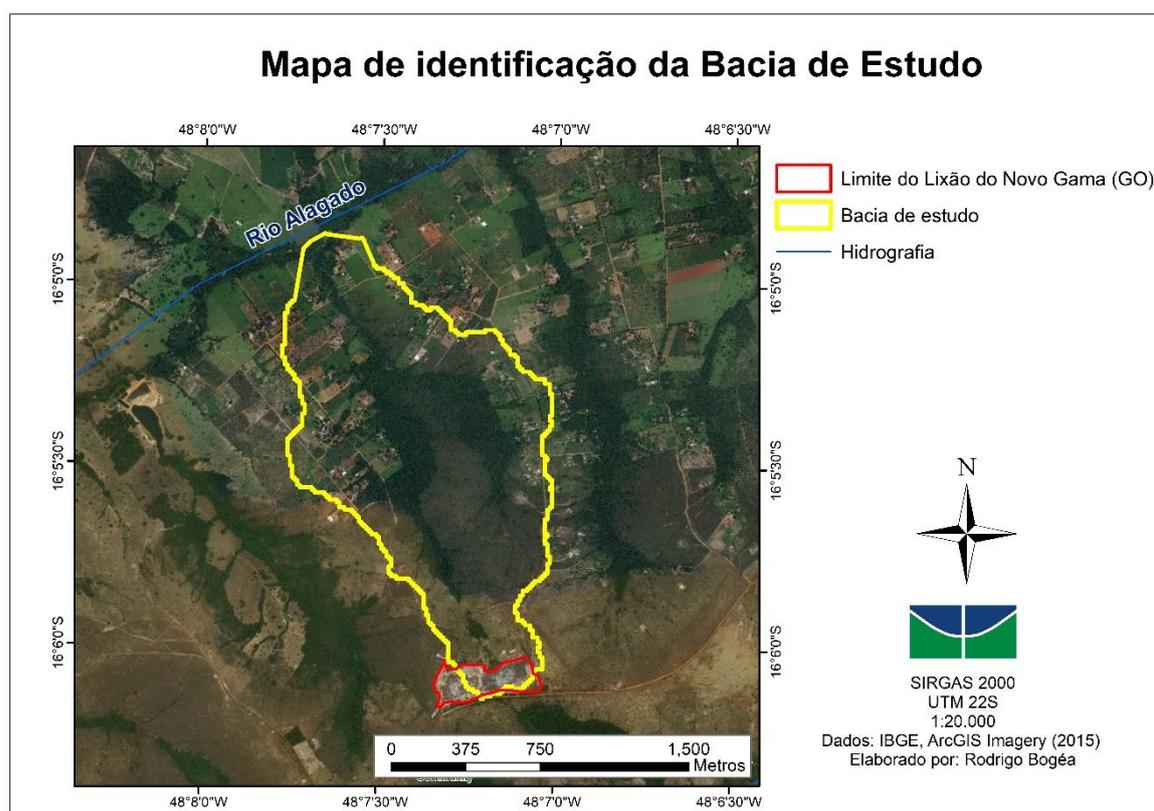


Figura 4.16 - Localização da bacia de estudo.

Os dados pedológicos foram obtidos a partir da manipulação do mapa de solos da Região Integrada de Desenvolvimento do DF (RIDE-DF). Ele foi gerado em 2002 a partir de dados em escala de 1:100.000, e sua representação em relação a bacia de estudo está na Figura 4.17.

Quanto ao uso e ocupação do solo, houve a necessidade de fazer um mapeamento específico para área, uma vez que os mapas dessa natureza disponíveis, como o da EMBRAPA, foram feitos em escalas muito pequenas e não representaram com fidelidade as ocupações da bacia. O mapeamento foi realizado manualmente, em escala 1:10.000, a partir de uma imagem do

Google Earth georreferenciada de julho de 2018. A Figura 4.18 apresenta as ocupações definidas.

Os dados climáticos foram adquiridos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da estação “Brasília”, cujo código é 83377, e disponibilizados livremente no banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. Foram coletadas as informações de temperatura máxima e mínima, umidade relativa, velocidade do vento, radiação solar e precipitação de 1997 até 2018. Apesar da estação se encontrar a cerca de 40 km de distância da bacia e haver potenciais erros na espacialização dos dados, sua escolha é justificada pela falta de estações de monitoramento mais próximas.

Finalmente, para verificação do modelo foram utilizados dados de vazão de três estações de monitoramento superficial de recursos hídricos. Como no exutório da bacia de estudo não havia monitoramento de vazão, optou-se por realizar a comparação pela vazão específica das bacias monitoradas multiplicadas pela área da bacia de estudo, conforme será descrito no item 4.4.4. As estações utilizadas estão na Figura 4.19.

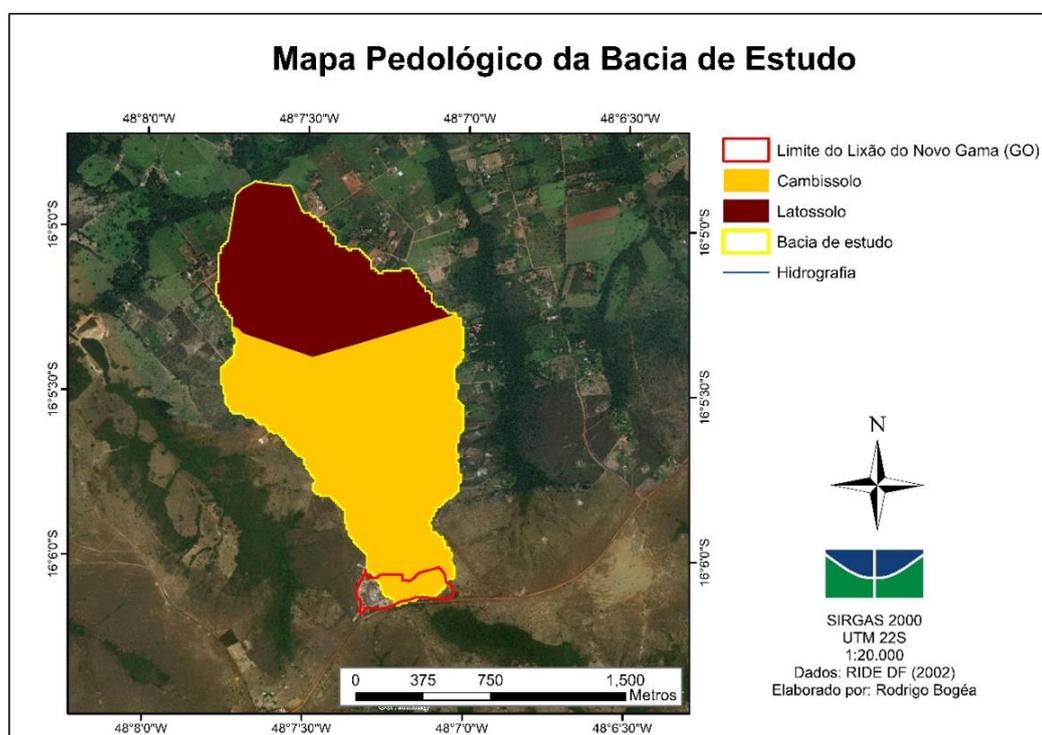


Figura 4.17 - Pedologia da bacia de estudo.

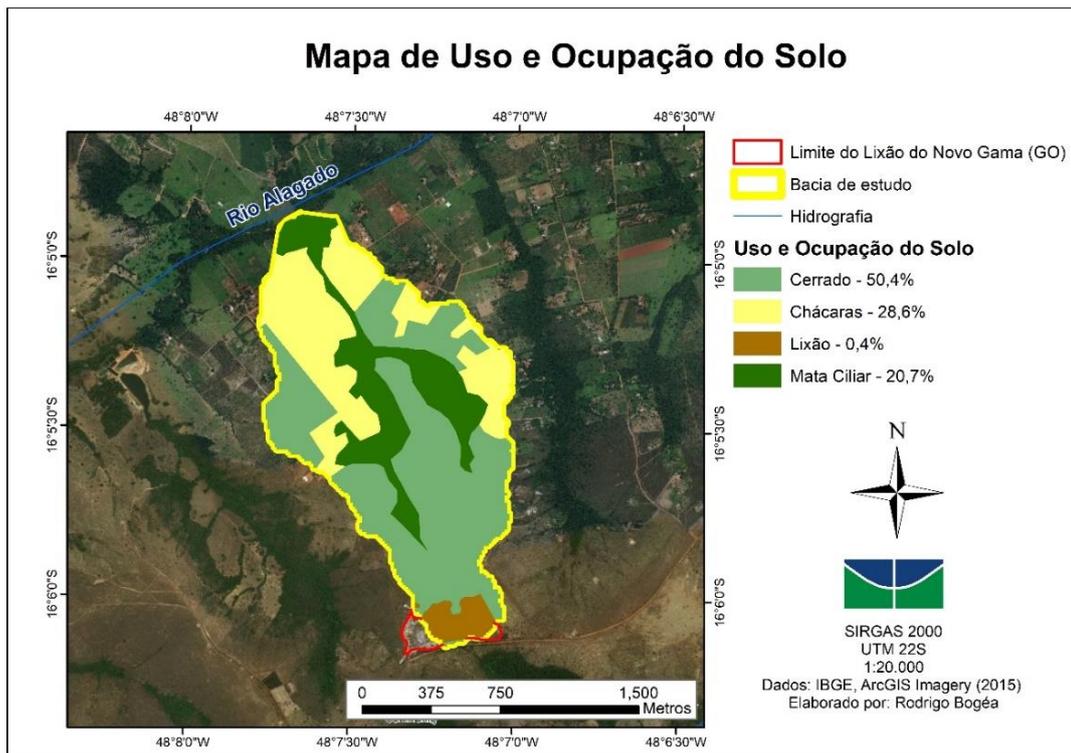


Figura 4.18 - Uso e ocupação da bacia de estudo.

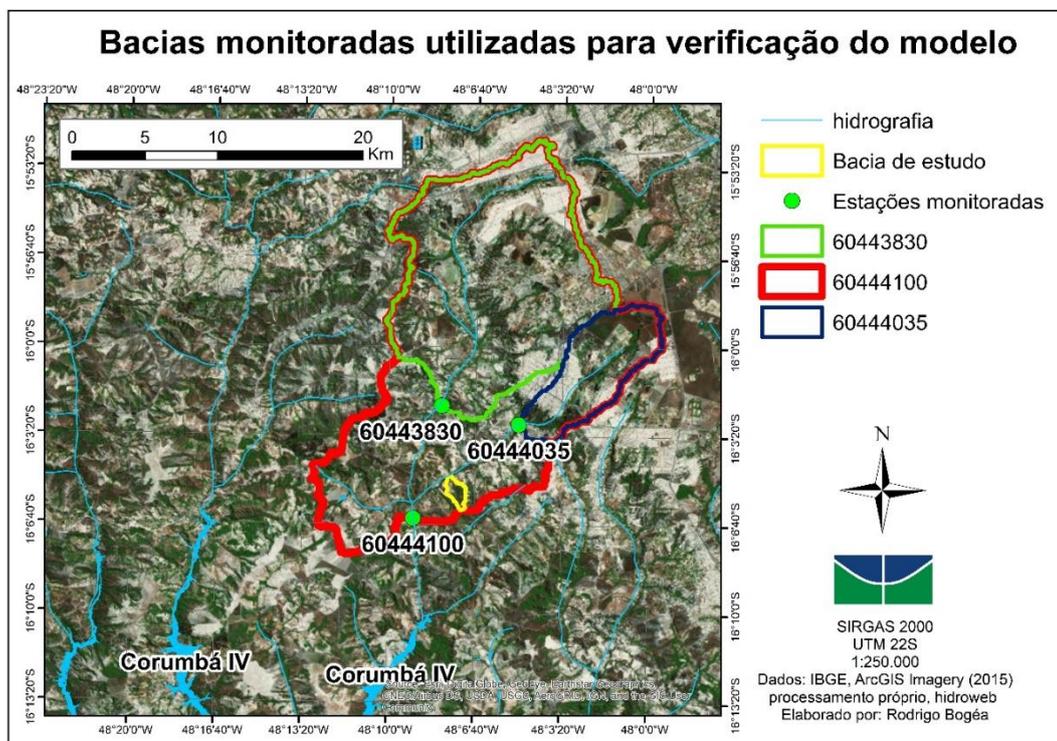


Figura 4.19 - Áreas de drenagem das estações de monitoramento utilizadas.

4.4.3 Execução do modelo

A primeira etapa foi a delimitação da bacia hidrográfica de estudo a partir do MDE. Por meio de ferramentas disponíveis na extensão *Spatial Analyst*, do ArcGIS, o SWAT delimita automaticamente a bacia determinando a declividade, direção do fluxo de drenagem, fluxo de drenagem acumulado, rede de drenagem, definição dos limites da bacia, e por fim, das sub-bacias. A área limite para determinação do fluxo de drenagem acumulado foi alterada para 30 Ha, escolhida a fim de representar as drenagens de forma que coincidam com as observadas pela imagem de satélite.

Posteriormente foram definidas as Unidades de Resposta Hidrológica (HRU's), geradas a partir da entrada dos mapas de ocupação do solo (Figura 4.18), tipo de solo (Figura 4.17), e declividade (dividida em três classes: 0-8%; 8-20% e >20%). As HRU's são determinadas a partir da sobreposição das diferentes classes presentes dos três mapas acima, gerando unidades de uso e ocupação, pedologia e declividade homogêneas. Foram formadas no total 49 HRU's na bacia de estudo, de maneira que apenas 4 se referem ao Lixão, e se diferem somente quanto à declividade, uma vez que o tipo de solo e ocupação são fatores comuns na área de deposição dos resíduos.

Antes da inserção dos mapas de tipos de solo e de uso e ocupação deve-se definir os parâmetros que representem as características hidrológicas de cada cobertura ou pedologia encontrada. Como os solos e ocupações se diferem daqueles disponíveis na base de dados padrão do modelo, utilizou-se a base cedida por Ferrigo (2014) em seu estudo, a qual já continha os valores representativos do cerrado. É importante ressaltar que a cobertura referente a área de deposição de resíduos não estava disponível na base utilizada, e foi definida como “área degradada” por ser a que mais se aproximava. Já as ocupações denominadas “chácaras” foram definidas como “zona de agricultura genérica”.

O período de simulação foi de 2007 até 2018, com aquecimento do modelo igual a 2 anos. Além disso, os dados foram simulados no passo mensal, uma vez que a verificação foi feita com o monitoramento de dados de vazão também mensais.

4.4.4 Verificação do modelo

A etapa de verificação consistiu em comparar os resultados de vazão de saída da bacia de estudo simuladas pelo modelo com vazões observadas. Contudo, a bacia hidrográfica

simulada não possui estação e monitoramento hidrológica, e por isso optou-se por realizar a comparação pelas vazões específicas de cada bacia.

De acordo com Tucci (1993), a vazão específica é, por definição, a vazão da bacia dividida pela sua área, e varia de acordo com as diferentes áreas de drenagem. Ela é uma forma de condensar espacialmente as informações e permitir uma rápida estimativa da vazão desejada, de forma que possibilite ao planejador um primeiro exame dos recursos hídricos da região.

A vazão em m^3/s estimada para a bacia de estudo foi obtida pelo produto da vazão específica da bacia monitorada, com sua área de drenagem ($1,9 \text{ km}^2$). No caso, esse procedimento foi realizado três vezes (para as três bacias monitoradas da Figura 4.19), e todas comparadas com a vazão simulada pelo SWAT. A comparação foi realizada com três estações de monitoramento diferentes por ser apenas uma estimativa inicial, ainda imprecisa. Porém, destaca-se a homogeneidade topográfica, geológica e pedológica de todas regiões envolvidas, que se diferem consideravelmente apenas quanto a área de drenagem. E além disso, conforme observa-se na Figura 4.19, tanto a bacia de estudo quanto as formadas pelas estações 60443830 e 60444035 são sub-bacias da estação 60444100.

A Figura 4.20 ilustra a metodologia das etapas empregadas para formação da base de dados, execução e verificação da modelagem no SWAT. Ao fim do fluxograma são expostos também alguns dos resultados de saída de interesse do modelo.

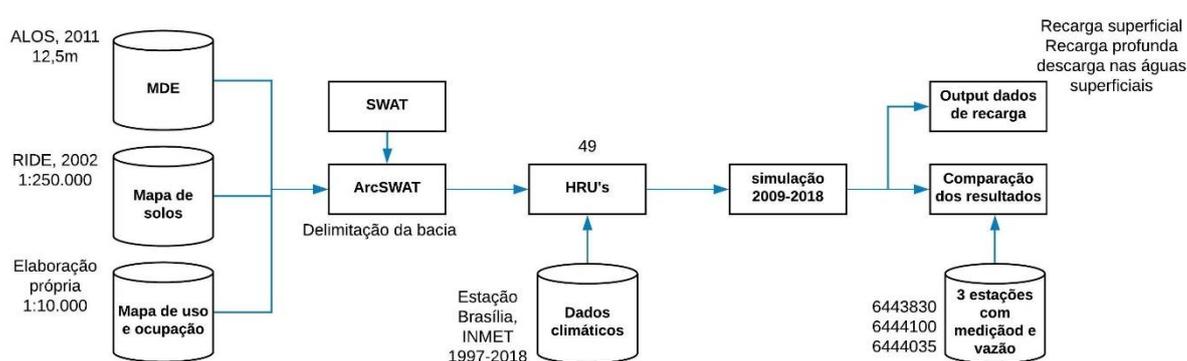


Figura 4.20 - Formação da base de dados, execução, verificação e outputs da modelagem no SWAT para a área de estudo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NAS NASCENTES EM TORNO DO LIXÃO

As nascentes Jacobina e Riacho Doce 3 foram os dois pontos selecionados para monitoramento da contaminação pela qualidade da água, enquanto a nascente Jacumã serviu para estabelecerem-se os valores de referência da região. Além do objetivo de identificar possíveis alterações decorrentes da presença de chorume, os resultados também foram úteis posteriormente para complementar as análises realizadas a respeito dos levantamentos de resistividade do solo. A Figura 4.8 ilustra as nascentes monitoradas em relação as lagoas de chorume que existiam no Lixão e já estiveram cheias no passado, de acordo com relatos da prefeitura.

Riacho Doce 3 e Jacobina se situam a jusante do Lixão do Novo Gama (em direções diferentes), com a particularidade de que a primeira está na sub-bacia na qual maior parte do Lixão está inserido, e está a jusante das antigas lagoas de chorume. Jacobina aparentemente não recebe uma parcela tão significativa da drenagem do Lixão, mas é a nascente mais próxima, e talvez por isso tenha recebido relatos, no período de chuvas de anos anteriores, de estar com aspecto escuro e forte mau cheiro. Ambos fatores são possíveis indicativos de um fluxo considerável de chorume por escoamento superficial, e possivelmente por percolação.

Os resultados das análises da campanha de monitoramento realizada no dia 07 de fevereiro de 2019 estão na Tabela 5.1. Também é apresentado na mesma tabela os valores máximos permitidos (VMP) dos parâmetros presentes estabelecidos pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para águas naturais doces classe I. A comparação com a classe I se deu por tratarem-se de nascentes, onde são esperados bons resultados de qualidade.

O Oxigênio Dissolvido (OD) é um importante indicador de qualidade de água, relacionado à análise de processos poluidores e manutenção da biodiversidade. Os valores obtidos estiveram abaixo do valor mínimo permitido de 6 mg/L em todas análises realizadas, possivelmente em função das criações de animais presentes na área e ausência de APP com extensão correta. Pode ser um indício de algum problema ambiental nas nascentes, mas ainda difícil de se relacionar com a presença do chorume, principalmente pelo baixo valor em Jacumã (branco). Destaca-se que na nascente Jacobina o ponto acessível para coleta estava

relativamente próximo a uma pequena queda d'água, o que pode ter alterado positivamente o valor observado.

Tabela 5.1 - Resultado das análises de qualidade da água das nascentes monitoradas.

	Coleta em 7/02/2019 - 12h			VMP CONAMA 357/2005 Classe 1
	Jacumã	Jacobina	Riacho Doce 3	
Turbidez (UT)	2,23	22,50	0,97	40
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5,82	27,30	331	-
pH	5,02	5,36	6,05	6 a 9
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25	25,10	24,80	-
OD (mg/L)	4,37	3,80	5,61	>6
DQO (mg/L)	0	8,6	4,9	-
Amônia (mg/L)	1,29	1,3	0,92	3,7
Nitrato	3,10	6,03	5,15	10
Nitrito	0,06	0,034	0,012	1.00
Fosfato	0,121	0,112	0,105	-
Cloreto (mg/L)	2,87	37,61	1,93	250
Sódio (mg/L)	1,03	7,36	3,76	-
Sulfato (mg/L)	1,02	1,96	1,67	250
Potássio (mg/L)	0,96	4,16	2,93	-
Coliformes totais (NMP/100ml)	-	>2.419,6	2.920	200.00

Já os valores de pH das três nascentes são ácidos, com destaque para Jacumã. Pela formação pedológica de oxissolos do local, característica do bioma Cerrado (Moura, 2008), era esperado um pH que retratasse a acidez do solo. Entretanto, a alcalinidade mais alta de Riacho Doce 3 e Jacobina em relação a Jacumã pode indicar a presença de chorume uma vez que esse composto possui valores médios mais alcalinos (Bhalla *et al*, 2013). Além disso, pode indicar também que Riacho Doce 3 possui maior alcalinidade que Jacobina e, portanto, maior contaminação. No entanto, não é suficiente para confirmar qualquer contato com o chorume.

A condutividade elétrica (CE), relacionada com a presença de íons que são abundantes na composição do chorume, é muito discrepante entre as nascentes, e ambas estão acima do valor do branco. Enquanto Jacobina apresentou valores relativamente baixos, Riacho Doce 3 teve resultados quase dez vezes maiores. Mondelli *et al* (2016) disseram que poços contaminados em sua área de estudo apresentaram, em média, valores de CE superiores a $300 \mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto o branco variava até $280 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Anomalias similares foram encontradas nas amostras de Riacho Doce 3 (331 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e Jacobina (27,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$) em relação em branco (5,82 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e nas amostragens do estudo de Santos Filho *et al* (2017). Os resultados são coerentes com a suspeita inicial de que Riacho Doce 3 estaria mais contaminado que Jacobina, a partir das leituras do pH.

Por outro lado, a DQO indicou outra tendência. Sabe-se que sua concentração é extremamente alta na composição do lixiviado em aterros brasileiros (Lange e Amaral, 2009). Ao passo que Jacobina teve o DQO mais elevado, Riacho Doce 3 apresentou um valor cerca de 50% menor, por isso, as suposições feita nos parágrafos anteriores parecem não se confirmar. Em todo caso, ambas nascentes ainda estão acima do valor do branco.

Os valores de turbidez também indicam suposta contaminação mais marcante em Jacobina, que tem a concentração cerca de 10 vezes maior que o branco. Por outro lado, Riacho Doce 3 tem turbidez abaixo do valor de referência, mas não significa necessariamente que a amostra esteja livre do contaminante.

Em que pese sua possível ocorrência natural pela dissolução de minerais (Pereira *et al.*, 2013), o cloreto atinge altos valores no chorume bruto, cerca de 4.000 mg/L, e comporta-se como íon traçador por não ficar retido solo (Mondelli *et al.*, 2016; Ling e Zhang, 2017). Desse modo, pode ser tido como uns principais parâmetros para avaliar a contaminação de chorume.

Mesmo que todas análises de cloreto estejam muito abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA, observa-se um valor anômalo marcante em Jacobina, que é cerca de 17 vezes maior do que o branco. Já Riacho Doce 3 apresentou uma concentração menor do que a referência da região. Por isso, o íon cloreto confirma novamente a suspeita de contaminação em Jacobina, e o contrário em Riacho Doce 3. Por ser um parâmetro mais representativo do que o pH e CE, e pelas outras diversas possibilidades que possam alterar esses dois parâmetros, a ocorrência de cloreto teve um peso maior para a análise.

O sódio, assim como o cloreto, também é caracterizado por ser um íon traçador e estar em grande quantidade no chorume bruto (Mondelli *et al.*, 2016). Assim como para a concentração de cloreto, a maior anomalia de sódio também está em Jacobina, e em Riacho Doce 3 há uma anomalia menos significativa, porém ainda existente. O potássio, mais um parâmetro marcante em amostras de chorume bruto (Mondelli *et al.*, 2016) apresenta a

mesma tendência que o sódio, estando anômalo nas duas nascentes, com destaque novamente para Jacobina.

Quanto as formas de nitrogênio em todas as análises, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal estão em concentrações significativamente abaixo do valor máximo permitido estabelecido pela resolução. Em meios naturais, o nitrato é a forma mais oxidada do nitrogênio amoniacal, que por sua vez passa pelo estado de nitrito entre a reação completa (Pivelli e Kato, 2006).

Por isso são compreensíveis as concentrações extremamente baixas de nitrito, já que é o estado mais instável, enquanto os valores de nitrato são maiores em Jacobina e Riacho Doce 3 (com destaque para Jacobina) em relação ao branco, e podem significar que houve tempo suficiente desde a geração do chorume para a amônia ter oxidado em nitrato. O fosfato tem concentrações similares entre as três amostras, que não aparentam evidenciar contaminação, e o sulfato está ligeiramente mais alto do que o branco nas duas nascentes, novamente com destaque para Jacobina.

Já sobre os parâmetros microbiológicos, os coliformes totais estiveram presentes em duas análises efetivadas, inclusive sendo maiores do que os limites estabelecidos pelo CONAMA para esse tipo de corpo d'água. Nas campanhas de campo e nos relatos dos moradores ficou claro que há bovinos e cavalos de criação circulando pelas chácaras em torno do Lixão, sendo observado inclusive fezes desses animais em diversos pontos durante a campanha de coleta, o que certamente influenciou nos valores de indicadores microbiológicos apresentados. A presença de coliformes não é um indicativo da presença de chorume (Ling e Zhang, 2017), mas certamente denuncia outras fontes de poluição e os perigos envolvidos no eventual consumo humano dessas águas.

Observando todas análises conjuntamente é notável que Jacobina está anômala para os principais parâmetros que compõem o chorume bruto, de maneira geral. São eles: cloreto, sódio, DQO, sulfato, potássio, pH, turbidez e CE. Apenas a amônia foi contrária a essa tendência, mas provavelmente por ter oxidado para nitrato, que por sua vez também está anômalo. Desse modo, notam-se indícios de que a nascente Jacobina está em contato com o chorume, o que confirma as suspeitas da população da região quando observavam o péssimo odor e aspecto visual no córrego em épocas de chuva de anos anteriores.

Apesar de ser possível observarem indícios contaminação, não é possível ainda determinar

a fonte: subterrânea ou superficial. Sabe-se que as coletas foram realizadas na estação chuvosa, e pouco tempo após precipitações no local, o que não descartada a possibilidade do escoamento superficial ter originado as anomalias identificadas. Além disso, há a possibilidade da descarga do aquífero na nascente contribuir para o córrego, e consequentemente ser o conduto da contaminação.

Já em Riacho Doce 3 algumas anomalias também foram observadas, mas ainda insuficientes para inferir da mesma forma o contato com o contaminante. Principalmente pela baixa concentração de cloreto. É possível que as chuvas tenham causado maior diluição dos contaminantes (já que a nascente está mais distante do Lixão do que Jacobina) que tornaram mais discreta a percepção da presença de chorume. Por outro lado, acredita-se na possibilidade de que as alterações no pH, CE, nitrato, sódio, sulfato e potássio sejam decorrência de outras fontes de poluição, como a dos animais, que é confirmada pela presença alta de coliformes totais.

Entretanto, é preciso pontuar que apenas 2 pontos de monitoramento e 1 ponto para estabelecimento de valores de referência, todos eles de amostras superficiais, pode causar certas limitações no estudo. Para uma análise mais consistente, seria necessário a escolha de mais pontos superficiais, pontos em poços de monitoramento e monitoramento periódico em ambos, o que possibilitaria não só a eventual confirmação de contato com contaminante em outros locais, mas também evidenciar o avanço da pluma de contaminação para determinada direção. Para isso, no entanto, é necessário posicionar os poços em locais estratégicos, que podem ser bem definidos a partir de ensaios geofísicos executados previamente (Santos Filho et al, 2017; Mondelli et al, 2016).

Outra possibilidade que acarretaria maior consistência nos resultados seria realizar monitoramentos não só periódicos, mas também alternados entre períodos de estiagem e de chuvas. Dessa forma seria notada a influência da diluição em cada parâmetro, e consequentemente aumentaria o potencial de identificação do contaminante. Nas análises de Riacho Doce 3, por exemplo, isso poderia ser de grande valia.

Finalmente, haveria também maior precisão nas avaliações caso fosse possível analisar preliminarmente amostras brutas do chorume gerado pelo Lixão. Mesmo que haja faixas de concentrações de parâmetros que caracterizem genericamente o lixiviado brasileiro, como foi apresentado por Lange e Amaral (2009), sabe-se que esse composto varia muito

conforme os tipos de resíduos presentes, a hidrogeologia do local, a taxa de infiltração e condições climáticas (Mishra *et al*, 2018). Por isso seria importante observar como é a composição especificamente o lixiviado do Lixão do Novo Gama (GO), o que adicionaria valores de referência do contaminante.

5.2 LEVANTAMENTO ELÉTRICO DA RESISTIVIDADE APARENTE DO SOLO

O imageamento das linhas de levantamento da eletrorresistividade do solo, processadas e modeladas no *software* RES2INV, estão nas Figuras 5.1, 5.2, 5.3 e 5.4, e suas posições na Figura 4.12. Para cada uma das Linhas (A, B, C e D) há duas imagens do RES2INV, onde a primeira representa os valores medidos em campo, e a segunda é o resultado da modelagem inversa do *software*, o qual embasa as análises apresentadas. Foram necessárias 4 iterações até chegar no resultado, e os erros variaram de 8,7% a 24,1%. Há também o perfil de elevação de cada linha.

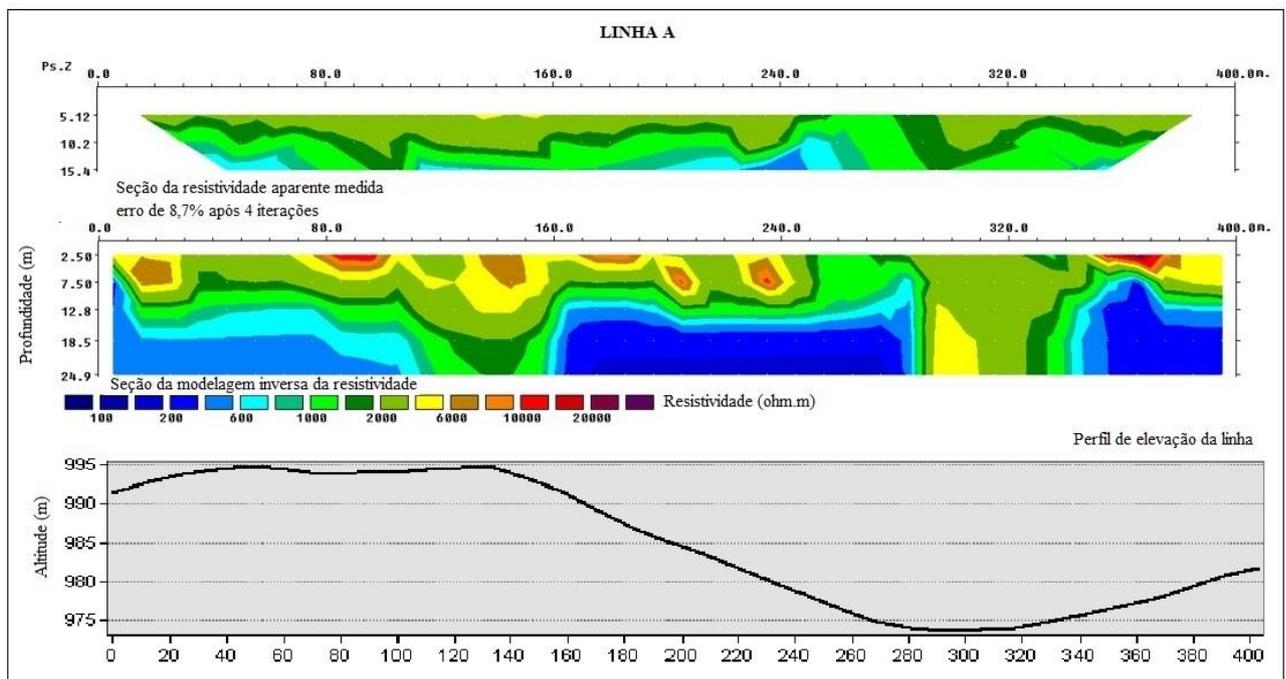


Figura 5.1 - Linha A de eletrorresistividade do solo

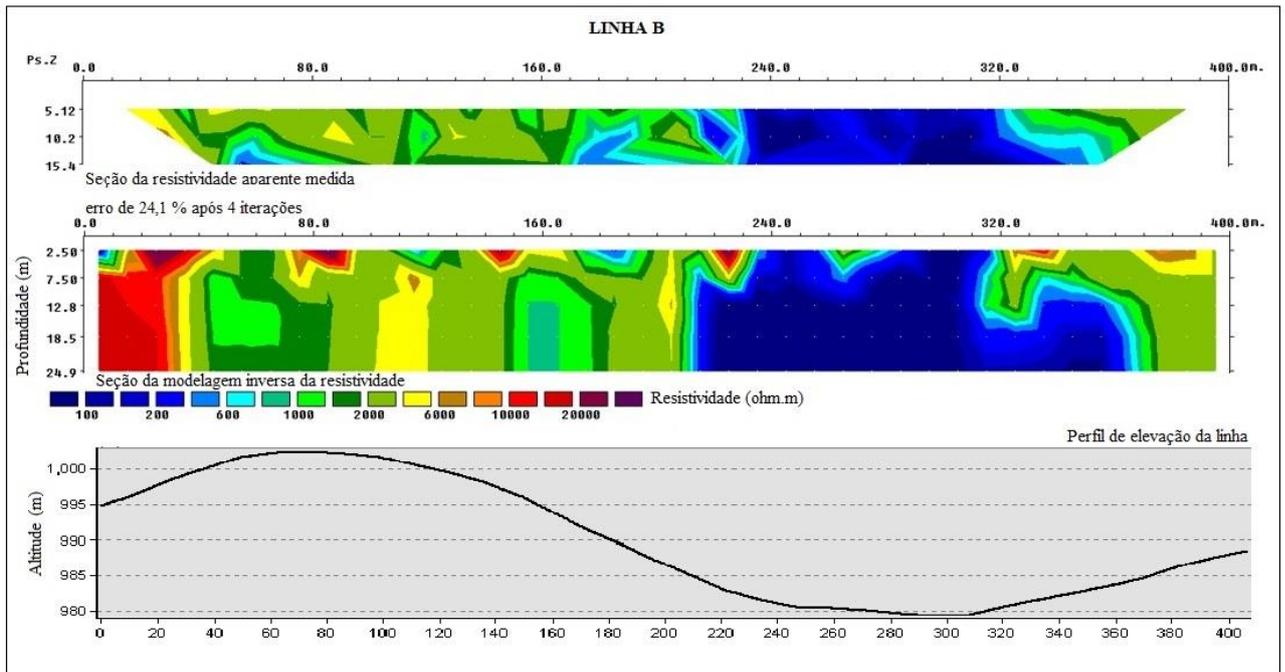


Figura 5.2 - Linha B de eletrorresistividade do solo

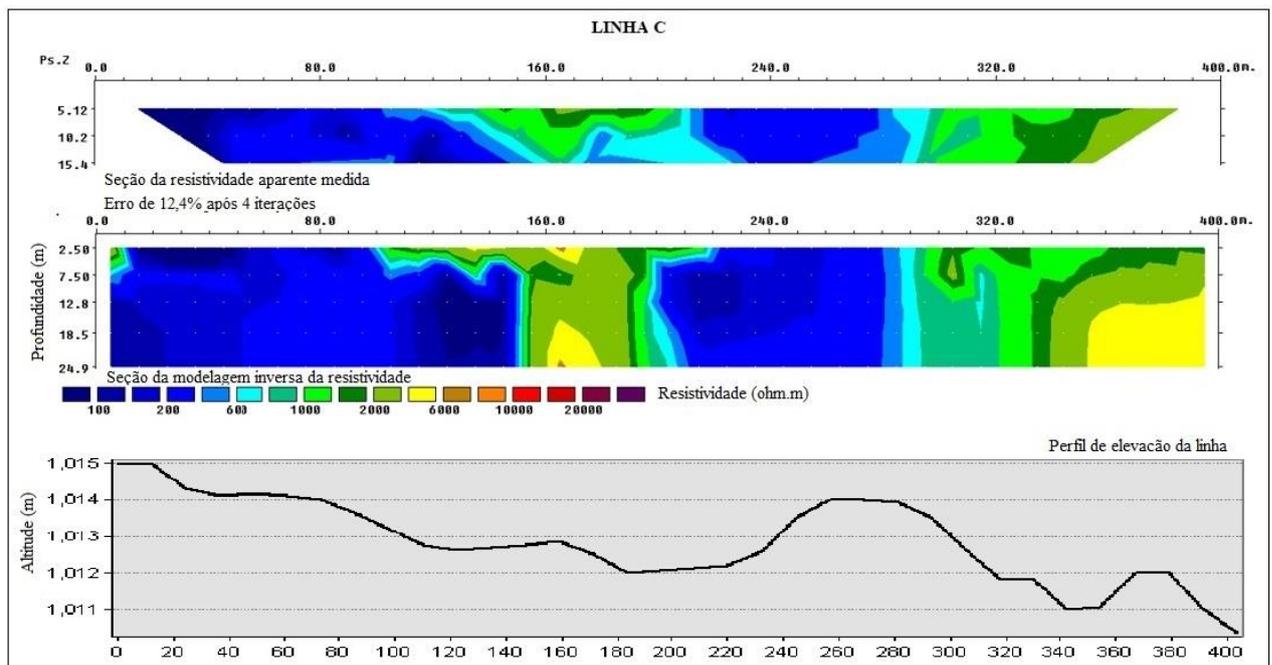


Figura 5.3 - Linha C de eletrorresistividade do solo

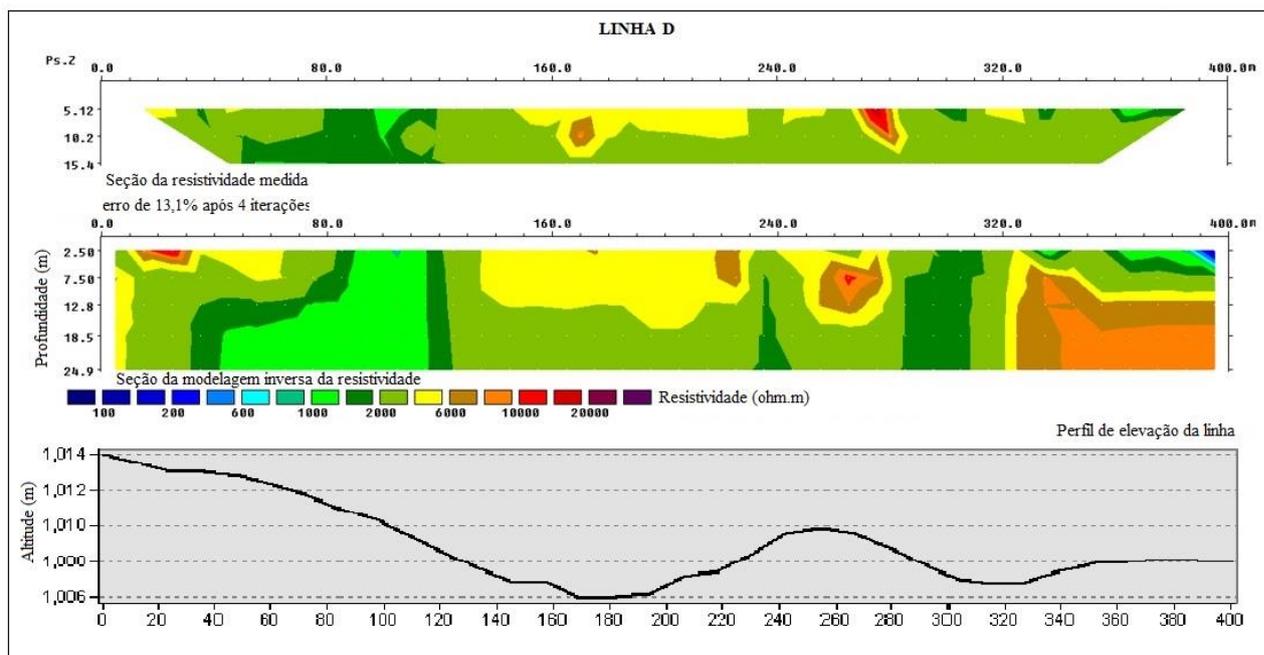


Figura 5.4 - Linha D de eletrorresistividade do solo

Na linha A os valores de resistividade aparente medidos variaram entre 425 $\Omega.m$ e 4.260 $\Omega.m$, com média de 2.086 $\Omega.m$, enquanto na linha B variaram entre 26 $\Omega.m$ e 17.789 $\Omega.m$, com média de 1.854 $\Omega.m$. Nas Figuras 5.2 a 5.5 é possível observar as áreas mais condutivas (resistividades menores que 100 $\Omega.m$) em tonalidades mais escuras de azul. São áreas, portanto, que retratam o avanço e a variação da umidade, uma vez que as linhas correspondem a seções de corte do solo representadas por modelos geoeletricos, nos quais os valores de resistividade elétrica indicam teor de umidade (Silva e Nascimento, 2013).

As regiões com azul mais escuro e consequentemente mais condutiva de A e B, coincidem com a região do córrego intermitente e topograficamente mais baixa. Nota-se também que A e B apresentaram umidade alta em comum na faixa entre os pontos situados a 210 e 270 metros a partir de A1 e B1. Os tons de azul mostram que, ainda nessa faixa, a maior umidade está na linha B, com valores de apenas 26 $\Omega.m$, mais próxima do lixão e das lagoas de chorume, indicando a área mais contaminada dentre as linhas medidas.

Como a Linha A tem valores menos condutivos, porém presentes na mesma faixa que em B, infere-se que seja a percolação no subsolo. Além disso, o fato de as Linhas estarem a jusante das antigas lagoas de chorume, e das resistividades aparentes estarem significativamente baixas em B (abaixo de 50 $\Omega.m$ nas tonalidades mais escuras de azul) indica que essa percolação provavelmente seja de chorume.

Com isso, trata-se de uma suposta direção da pluma de contaminante oriunda do Lixão do Novo Gama (GO), que tem como origem o chorume um dia presente nas lagoas esvaziadas, e também a lixiviação dos resíduos após o esvaziamento. Possivelmente é também o fluxo principal do chorume nesse local, dada a posição a jusante da drenagem natural do aterro e das antigas lagoas.

No entanto, como as análises de qualidade não denunciaram contaminação na surgência de águas superficiais presente logo abaixo das Linhas, a presença do chorume não vai além de uma suposição bem fundamentada. Para confirmação necessita-se de um método de análise direta, como em um poço de monitoramento ou em amostras do solo naquele ponto.

A partir da Linha A infere-se também que o fluxo identificado ainda não contribui com a nascente Riacho Doce 3, já que os valores de resistividade da modelagem inversa mostram que a área tem umidade que chega até $100 \Omega.m$, mas ainda menor do que em B, por exemplo. Caso esse fluxo subterrâneo contribuisse com o córrego, a análise da água superficial poderia ter caracterizado o método direto confirmatório, mencionada no parágrafo anterior.

Já as Linhas C e D, localizadas no lado sul do aterro, estão onde houve diversos relatos sobre a presença de líquido escuro e com forte mal cheiro em direção a nascente Jacobina, que teve presença de contaminante confirmada pela análise físico-química de sua amostra. A Linha C foi disposta sobre uma estrada de terra de acesso ao Lixão, enquanto a linha D estava em meio ao cerrado preservado, e não chegou a atravessar o córrego que está próximo.

A Linha C apresenta duas áreas em azul escuro, com a resistividade aparente medida mínima chegando a $35 \Omega.m$, enquanto a máxima é de $2.317 \Omega.m$ e a média de $802 \Omega.m$. Ela está a apenas alguns metros do Lixão, e essas regiões de alta condutividade indicam outras direções do fluxo de duas prováveis plumas de contaminação, separadas por uma zona de alta resistividade (cerca de $2.000 \Omega.m$) na faixa entre os comprimentos 150 m e 190 m.

No entanto, a linha D apresenta resistividades aparentes medidas muito mais altas, que chegam até $20.347 \Omega.m$, com valor mínimo de $1.055 \Omega.m$ e médio de $3.382 \Omega.m$. Mesmo ela estando mais próxima do córrego da nascente Jacobina, os levantamentos geofísicos não indicam áreas condutivas, causadas pelo chorume, que indiquem descarga na nascente. Por isso, a respeito do questionamento levantado anteriormente sobre a origem da contaminação em Jacobina, descarta-se a possibilidade de ser a partir do aquífero. É, portanto, uma

contaminação por escoamento superficial, uma vez que não são observados resquícios de umidade de C em D.

Da mesma forma que no par A e B, as baixas resistividades em C são duas zonas com provável contaminação por chorume, e que necessitam de um método direto de análise para confirmação, seja por poços de monitoramento ou por amostra do solo, uma vez que a análise das águas superficiais mais uma vez não se mostrou capaz para isso. A diferença é que não se observa a pluma se desenvolvendo para a região do solo correspondida pela Linha D, uma vez que nela não foi detectada sequer algum ponto úmido.

Desse modo, suspeita-se pelo método indireto (ensaios geofísicos) que haja contaminação em todos os pontos com resistividade abaixo de cerca de 200 Ω .m, observando principalmente que a resistividade média do solo natural está muito acima desse valor. Outrossim, regiões com condutividade abaixo de 50 Ω .m indicam estar fortemente afetadas, e entre 50 e 200 Ω .m a suposta contaminação ainda é intermediária. O arranjo dos eletrodos utilizado no método indireto aplicado na área tornou possível identificar as áreas com baixas e altas condutividades, com as suposições levantadas acima.

Porém, apenas após avaliar a qualidade da água em poços de monitoramento perfurados nos locais de maior condutividade será possível inferir a real contaminação, e confirmar as suspeitas levantadas. O método também confirmou que não há um fluxo subsuperficial de descarga do aquífero em Jacobina, e que por isso a origem da contaminação identificada em só pode ter como origem o escoamento superficial que vem do Lixão.

Como resultado final, a Figura 5.5 ilustra todas as áreas indicadas como fortemente contaminadas por chorume, que tiveram suas posições localizadas a partir do levantamento geofísico das quatro Linhas, identificadas de pontilhado. As áreas identificadas pelo pontilhado branco são ideais para retirada de amostras do subsolo ou de água subterrânea que visem comprovar a contaminação, conforme foi dito acima.

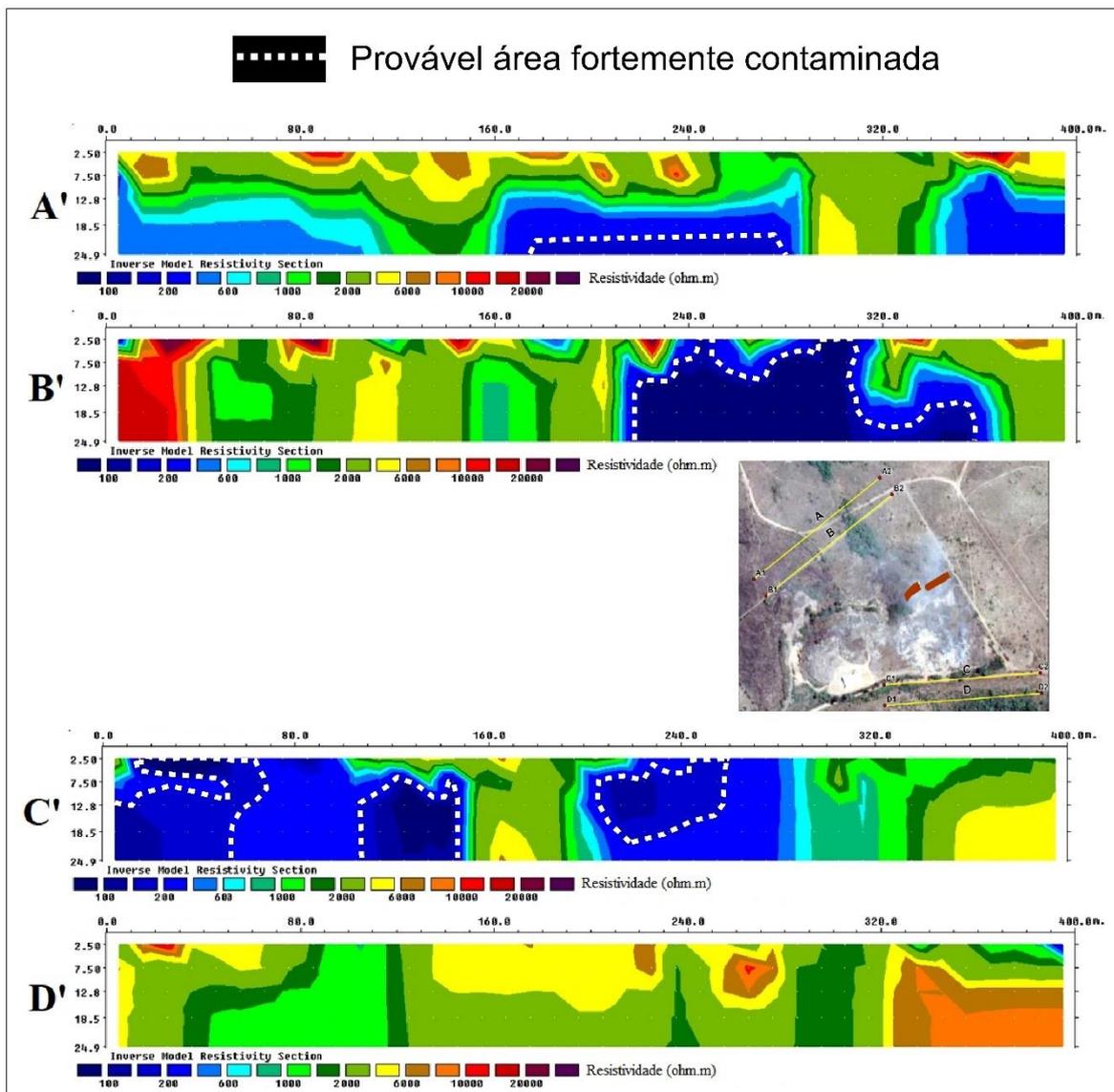


Figura 5.5 - Áreas identificadas como contaminadas nas 4 Linhas

Na Figura 5.6 observa-se a posição em que a provável contaminação foi encontrada. Entre as Linhas A e B foi possível propor um direcionamento, o qual acredita-se ser o da principal pluma de chorume oriunda do Lixão, uma vez que foi possível observar um padrão uniforme nas mesmas faixas nas duas Linhas, conforme já foi descrito, e que está a jusante das antigas lagoas de chorume. Já para a outra face, apenas a Linha C apresentou indícios de contaminação no subsolo, com valores de resistividade similares às áreas mais contaminadas em B. Por isso, o direcionamento proposto está atrás do limite da seção do solo em C, e segue a tendência natural de percolação que se imagina a partir da topografia.

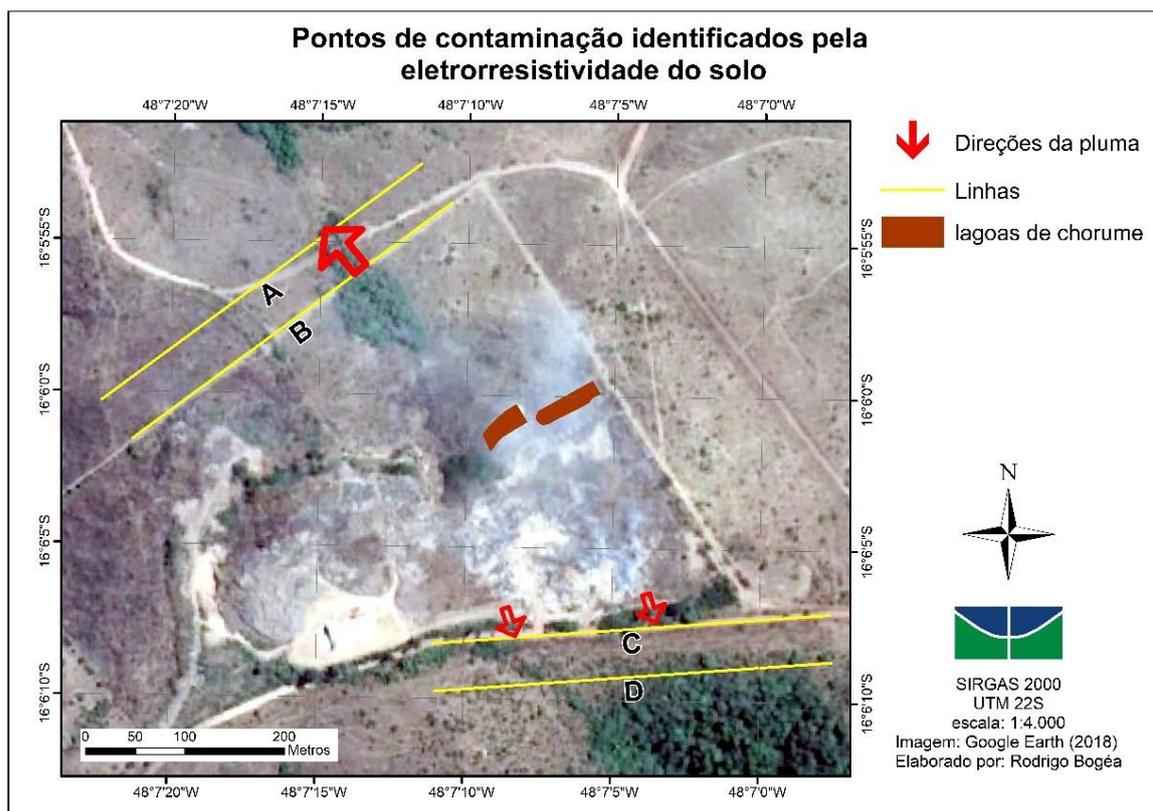


Figura 5.6 - Espacialização da contaminação identificada e suas direções.

5.3 SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA PRELIMINAR DE RECARGA DO AQUIFERO

As informações sobre as estações utilizadas na verificação da simulação preliminar do modelo estão na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 - Estações de monitoramento utilizadas.

Estação	Código	Período dos dados	Percentual de meses sem dados	Operador	Área de drenagem (km ²)
Alagado montante	60444100	02/2010 a	0%	CAESB	520,3
Corumbá		05/2016			
Alagado	60444035	06/2009 a	52%	ADASA	45,3
		01/2018			
Ponte Alta	60443830	06/2009 a	33%	ADASA	181,6
		01/2018			

Conforme já foi dito, o resultado de vazão de saída da bacia de estudo simulada pelo SWAT foi comparado pelas vazões específicas das bacias cujas vazões são monitoradas. As vazões

específicas da área de drenagem referente as três estações foram multiplicadas pela área da bacia de estudo, e comparadas com a simulação, conforme é observado na Figura 5.7.

No gráfico da Figura 5.7, a descontinuidade nas linhas de vazão de algumas estações foi ocasionada por meses sem medições, que totalizaram 52% e 33% dos meses sem dados em Alagado e Ponte Alta, respectivamente. Mesmo com os curtos períodos de dados disponíveis, optou-se por mantê-las na verificação em função das áreas de drenagens serem mais próximas da área da bacia de estudo, já que a única estação com cerca de 6 anos de dados ininterruptos é também a que tem área mais discrepante (520 km² enquanto a bacia de estudo possui 1,9 km²). Além disso, por se tratar de uma estimativa inicial e rápida da vazão, mas ainda imprecisa, avaliou-se que seria proveitoso comparar com todas as estimativas possíveis para o local.

Observa-se que a simulação do SWAT superestimou as cheias e subestimou as secas em todos os meses, exceto dezembro de 2013 para o caso das cheias. Os erros mais acentuados são notados nas épocas de cheias de 2011, 2014 e 2016. Nos períodos de estiagem, apesar da vazão ter chegado a valores muito baixos, não atingiu zero absoluto, confirmando o que não poderia acontecer na realidade, uma vez que se trata de um rio perene. De todo modo, ainda sim os valores estão abaixo do que se esperava observando as estimativas das outras três estações.

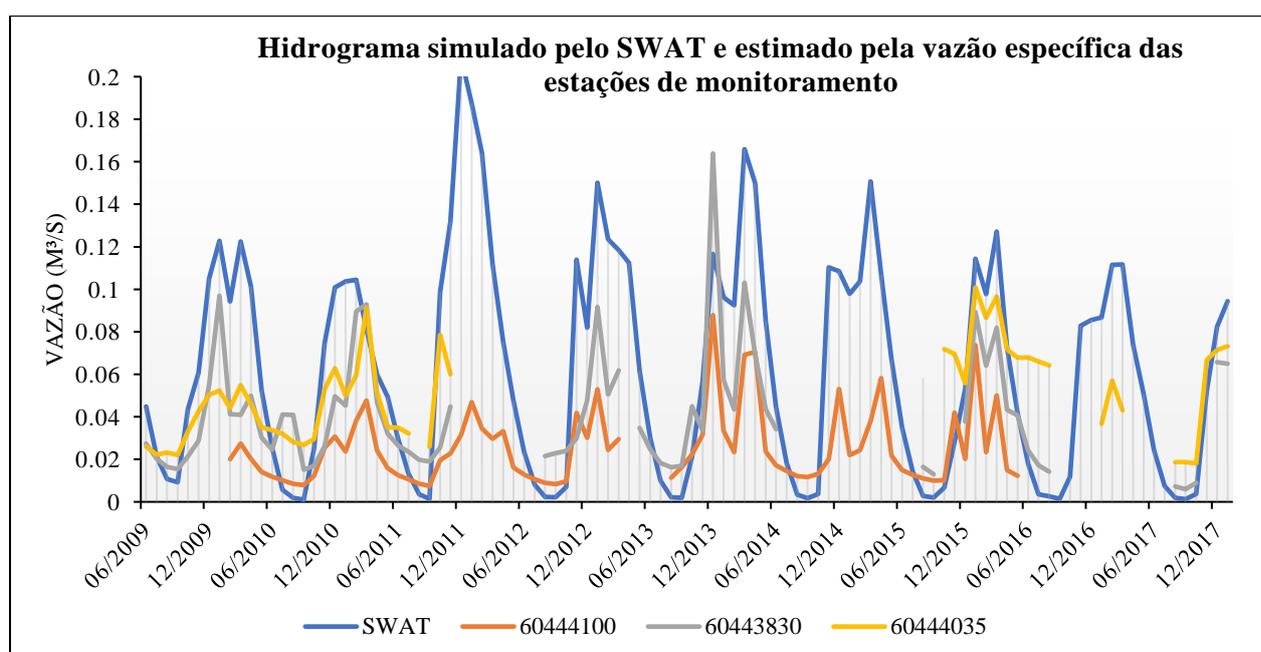


Figura 5.7 - Comparação da vazão simulada com as vazões estimadas por vazão específica

de cada estação de monitoramento.

Tucci (1993) destaca que a vazão específica tende a ser menor com o aumento da área de drenagem da bacia. Primeiramente por conta do maior trecho do curso principal, já que há o efeito de armazenamento e amortecimento causado pelo leito. E além disso, de maneira geral as cabeceiras concentram as maiores precipitações e declividades de um rio, o que diminui o percentual infiltrado. Essa tendência foi notada comparando as vazões específicas das 4 bacias abordadas. A simulação do SWAT teve vazão específica média durante os 8 anos de comparação de $3,3 \times 10^{-08} \text{ m}^3/\text{s.m}^2$, a estação Alagado a montante de Corumbá de $4,9 \times 10^{-11}$, Ponte Alta $2,2 \times 10^{-10} \text{ m}^3/\text{s.m}^2$, e Alagado $1,1 \times 10^{-09} \text{ m}^3/\text{s.m}^2$.

Um dos *outputs* do modelo é o balanço hídrico médio de todo período simulado da bacia de estudo. Ele está ilustrado na Figura 5.8, e seus valores representam a média do acumulado anual nos 11 anos de simulação de cada parâmetro do balanço hídrico, todos em milímetros.

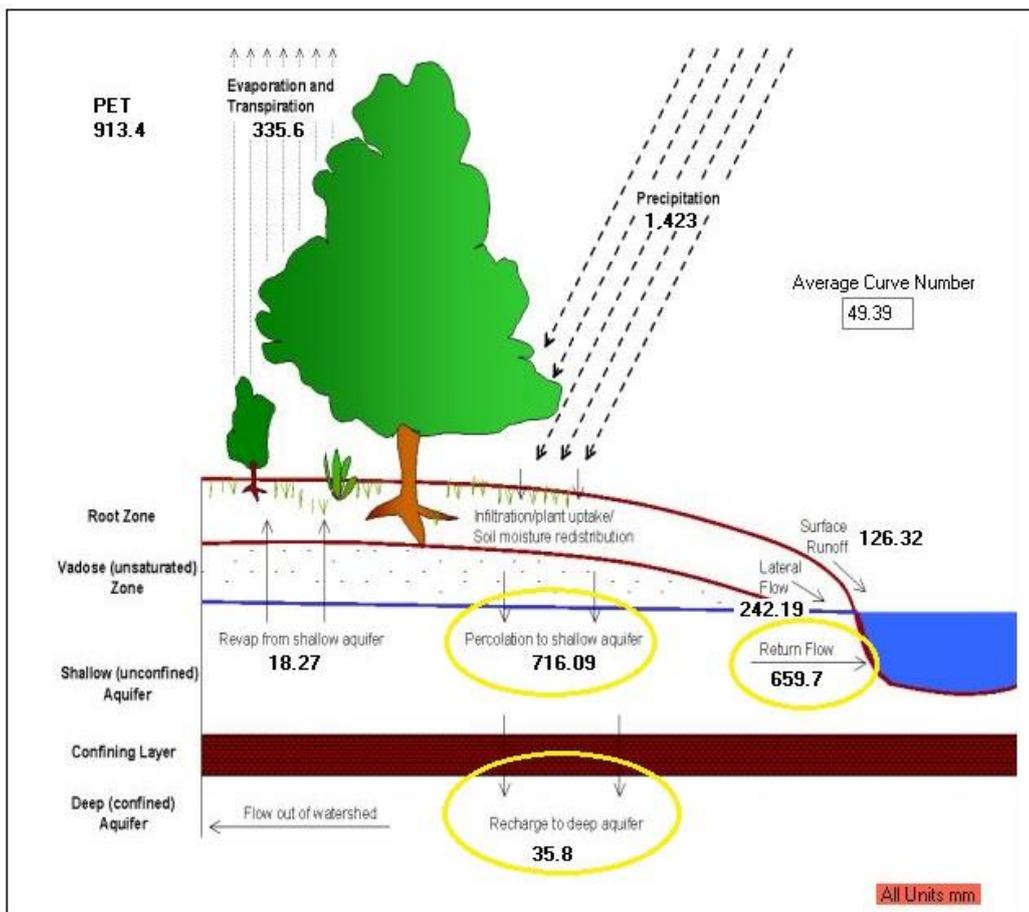


Figura 5.8 - Média do balanço hídrico da bacia de estudo nos 18 anos de simulação.

Os parâmetros circulados em amarelo são os que mais interessam ao estudo. “*Percolation to shallow aquifer*” corresponde à toda vazão infiltrada que percola até 6 metros de profundidade, que foi em média 716 mm acumulados por ano. O “*Return Flow*” é o fluxo de descarga, que considera toda vazão infiltrada que contribui com os corpos hídricos superficiais, e foi de 659,7 mm. “*Recharge to deep aquifer*”, ou recarga do aquífero profundo, refere-se à aquela que está abaixo dos domínios de simulação do modelo (abaixo de 6 metros de profundidade) e foi 35,8 mm.

Todos os parâmetros citados acima são relacionados à toda área da bacia, porém o modelo chega a esse valor a partir do cálculo para cada HRU gerada. Após sobrepor os mapas de uso e ocupação, pedologia e declividade, o SWAT criou 49 unidades de resposta hidrológica homogêneas, apresentadas na Figura 5.11.

As HRU’s não são geoespacializadas, ou seja, uma HRU de mesmo grupo pode estar situada qualquer posição da bacia, desde que lá tenha a mesma ocupação, o mesmo tipo de solo e a mesma faixa de declividade (Guzman *et al*, 2015). No entanto, o ArcSWAT espacializa as unidades no local onde foram sobrepostas na visualização em GIS, e a partir desse mecanismo foram identificadas as HRU’s pertencentes ao local do Lixão.

Para isso, bastou-se selecionar as unidades numeradas de 46 a 49, as únicas que pertenciam a ocupação de “Área Degradada”, que por sua vez só é identificada na Figura 4.18 justamente sobre o aterro. Portanto, como pode ser visto na Figura 5.10, que representa a visualização das HRU’s pela interface ArcSWAT, há em destaque as únicas que correspondem ao Lixão, e conseqüentemente embasaram os valores de recarga apresentados na Figura 5.9. A presença do uso e ocupação Lixão em um ponto único facilitou a geolocalização da recarga apenas sobre a zona de deposição de resíduos, como exige a entrada para a o modelage do transporte de contaminantes no MODFLOW.

Ainda considerando a comparação de vazões já realizada na Figura 5.7, pode-se inferir que os valores de recarga do aquífero superficial, do aquífero profundo, e de descarga que contribui com as águas superficiais também estão superestimados para as cheias, e subestimados para as secas. Indica-se que um resultado mais coerente com o sistema real também só será possibilitado após a correta calibração e verificação com valores mais precisos, da mesma forma que já foi dito anteriormente.

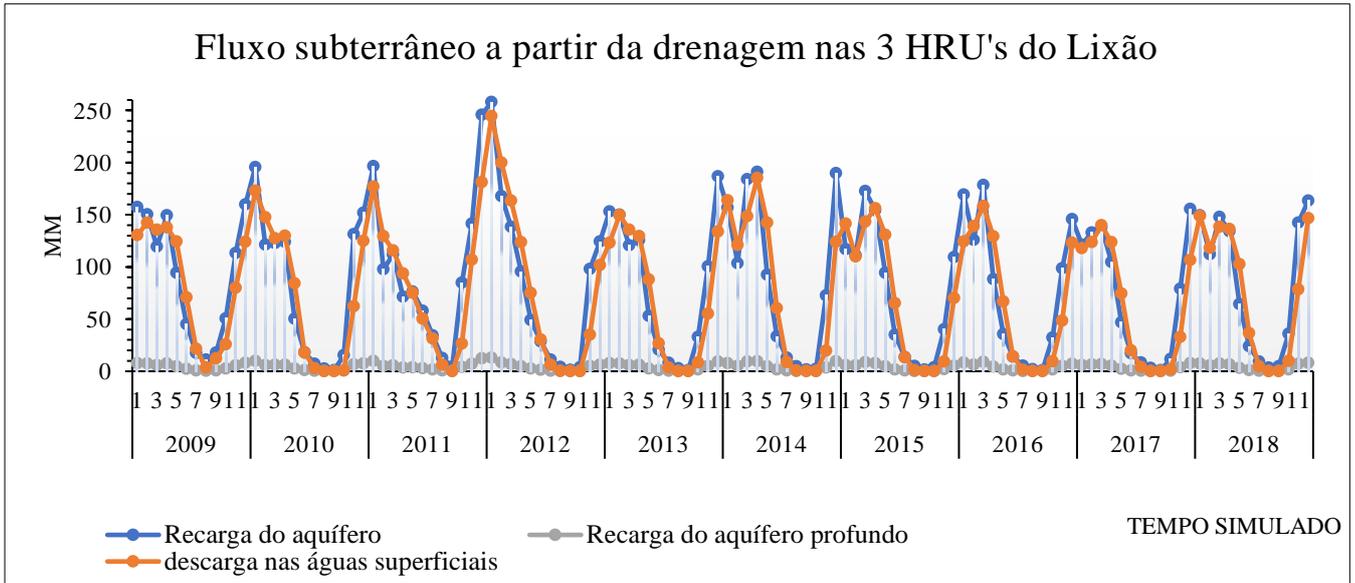


Figura 5.9 - Valores do movimento de água subterrânea a partir da drenagem do Lixão.

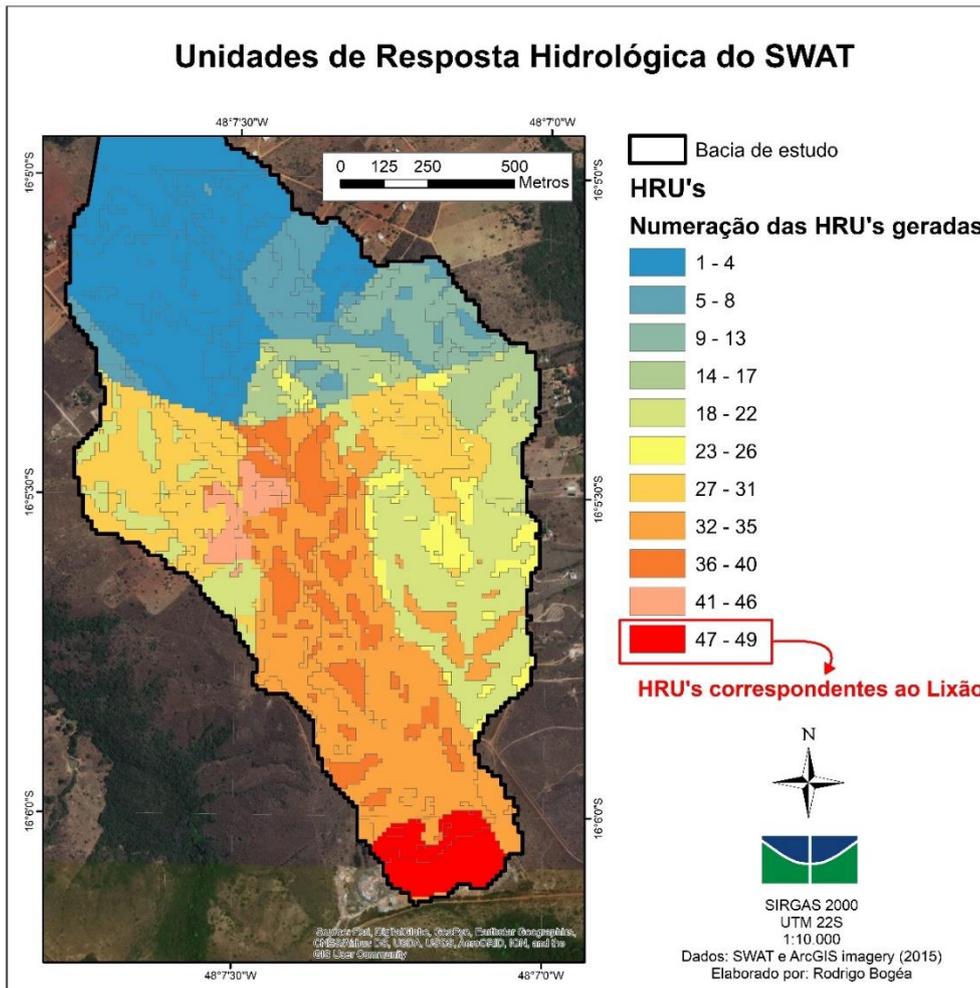


Figura 5.10 - Ilustração das 49 HRU's heradas pelo SWAT.

A recarga do aquífero profundo, apesar de ter se aproximado, não atingiu valor nulo em nenhum dos meses simulados. Em geral, os valores que chegaram mais próximos disso estavam entre junho e outubro (como já era esperado em função do clima da região). A recarga do aquífero não profundo também não atingiu valores nulos, com seus mínimos estando, de maneira geral, entre agosto e setembro. O comportamento da descarga nas águas superficiais foi similar, estando sempre pouco abaixo da recarga do aquífero. Porém, em 6 anos ocorreram descarga nula (também sempre entre agosto e setembro).

Os valores apresentados são úteis no sentido de sugerir um método que possibilite definir a recarga apenas na zona contaminada, bem como em toda bacia. Ambos os dados são importantes para utilização de um modelo (acoplado ao SWAT) que simule o comportamento da dispersão dos poluentes, e os movimentos das águas superficiais com mais precisão e fidelidade ao sistema real. Para isso destaca-se que além de selecionar esse modelo, deve-se também reunir outros dados de entrada necessários que já não foram inseridos no SWAT, ou que não foram retornados como resultado por ele. A recomendação do estudo é a utilização do MODFLOW, que já se mostrou proveitoso em situações similares, como apresentadas no estudo de (Guzman *et al*, 2015).

Outra utilidade está no fato dos valores nas cheias e secas delimitarem uma faixa máxima e mínima das recargas e descarga. Com isso, entende-se abrir a possibilidade já para uma simulação de cenários extremos, que por sua vez retornariam resultados extremamente conservadores quanto ao tempo de avanço da pluma de contaminação. Por se tratarem de cenários extremos, onde as quantidades de água são maiores ou menores do que a real, acredita-se que não seja necessário executar a calibração.

6 CONCLUSÕES

O estudo da contaminação proveniente do Lixão do Novo Gama (GO) associou um método direto e um método indireto de avaliação, que mostraram ter funções complementares. Além de executar a modelagem hidrológica preliminar da bacia onde a maior parte do Lixão está inserido, e com isso sugerir uma forma de simulação da dispersão do chorume.

O método indireto empregado foi a modelagem inversa da resistividade aparente, medida em quatro seções do solo a jusante do Lixão (2 seções em cada direção). O arranjo dos eletrodos se mostrou capaz de localizar as zonas mais resistivas e mais condutivas nas seções, em até cerca de 30 metros de profundidade. As zonas com resistividade abaixo de $200 \Omega.m$ foram identificadas com a provável presença do chorume, sendo esse, portanto, o valor de referência para a suposta presença do contaminante.

Nas Linhas A e B, de maneira geral, as zonas mais condutivas acompanham as regiões topograficamente menos elevadas das seções. A modelagem inversa de B mostrou a maior faixa com provável contaminação (cerca de 100 metros de comprimento), enquanto a Linha A, apesar de ter evidenciado uma zona menos resistiva que indica o desenvolvimento da umidade do meio, aparenta ainda estar minimamente contaminada. Devido a extensão dessa faixa, quando comparada às Linhas C e D, infere-se que esse seja o principal fluxo e direção da pluma de contaminação.

Nas Linhas C e D o comportamento foi diferente. Não houve repetição dos padrões de umidade entre uma seção e outra, nesse caso com diferenças bruscas de resistividade. Isso comprovou também que não há descarga no córrego correspondente a nascente Jacobina. Além disso, em C foram localizadas duas zonas com provável contaminação, separadas por uma coluna de alta resistividade. Em D nenhuma provável presença de chorume está presente. Portanto foram identificados três fluxos de suposta contaminação, sendo o principal na Linha B, a jusante das antigas lagoas de chorume, e em C outros dois, que ainda avançaram poucos metros a partir do Lixão.

O método direto constituiu na análise físico-química e biológica em amostras de três pontos da cabeceira de córregos da região de estudo. Por seu caráter superficial, ele não foi suficiente para comprovar a suspeita de contaminação em algumas faixas levantadas pelos ensaios geofísicos. Para isso, destaca-se conclusões dos estudos de Bortolin e Filho (2011), Figueiredo e Nascimento (2015) e Mondelli *et al.* (2016), que afirmam a necessidade de

análise de águas subterrâneas ou amostras do solo nos pontos indicados com alta condutividade, para comprovação da real presença de chorume.

Os resultados das análises possibilitaram a identificação de indícios de contaminação por escoamento superficial em Jacobina, como já suspeitavam alguns moradores da região. Não foi possível confirmar a contaminação na nascente Riacho Doce 3, o que sugere que nesse córrego (no dia da coleta) não houve contato com o contaminante nem por origem subterrânea, nem superficial. Conclui-se que é fundamental o estabelecimento de valores de referência (branco) para inferir a contaminação, uma vez que a característica natural do solo pode influenciar inesperadamente na concentração de alguns parâmetros. E também que a simples comparação com os valores máximos permitidos pela resolução CONAMA 357 (2005) é insuficiente para o diagnóstico.

Quanto à modelagem hidrológica deste estudo, é importante ressaltar seu caráter preliminar. Em função da não calibração e verificação mais adequadas dos dados, não foi possível tornar o modelo suficientemente confiável para representar o sistema e prever com precisão cenários futuros. Entretanto, ela é importante para eventuais estudos que se interessem em modelar as plumas de contaminação do Lixão, uma vez que exemplifica a formação de uma base de dados completa para inserção no SWAT, e indica a possibilidade de integrar esse modelo (em nível de bacia hidrográfica) com o MODFLOW (focado na dinâmica das águas subterrâneas) para cumprir este objetivo. Para isso, ainda se faz necessário a formação da base de dados do MODFLOW, que envolve aspectos hidrogeológicos do local (Guzmán *et al.*, 2015) e características específicas do contaminante.

Em suma, o estudo cumpriu seu objetivo geral de avaliar a ocorrência de contaminação nas águas superficiais e subterrâneas ocasionada pelo lixiviado drenado do Lixão do Município do Novo Gama (GO), concluindo que ainda não há contaminação próxima aos poços de abastecimento das chácaras locais, e que os fluxos do provável contaminante já ultrapassam os limites do Lixão, chegando a avançar até cerca de 100 metros nos 20 anos de atividade. Além disso, a presença de chorume foi indicada no córrego referente a nascente Jacobina, ao contrário de Riacho Doce 3. De qualquer forma, não é recomendado o abastecimento humano pelas chácaras em nenhum dos córregos monitorados, já que em todos há a presença de coliformes totais, bioindicadores de outras fontes de poluição, provavelmente provenientes da criação de animais.

Além de fornecer diversos dados de primeira aproximação do local, o estudo indica a contaminação na região ainda em estágios iniciais, e por isso com pouca interferência no meio até o momento. No entanto, foram observados impactos significativos que a expansão da pluma pode acarretar, principalmente como alcançar o braço direito do reservatório Corumbá IV (local em que futuramente será captada água para consumo humano). Para estimar o tempo em que isso demoraria para ocorrer, seria necessário ainda pesquisas futuras que modelem o avanço da pluma de chorume, tal como é possibilitado pela integração do SWAT e MODFLOW.

7 RECOMENDAÇÕES

Há uma série de recomendações para futuros estudos. Primeiramente, devido à particularidade de o chorume ter diferentes composições a depender dos resíduos que o geraram, indica-se que seja coletada amostra de lixiviado a partir de um poço escavado sobre as antigas lagoas de chorume. Desse modo será observada a concentração dos parâmetros representativos do chorume especificamente para o Lixão do Novo Gama (GO), que por sua vez formulariam os valores de referência do contaminante local.

Como houve indicação de contaminação em Jacobina, é recomendado para futuros monitoramentos que analisem pelo menos os principais parâmetros utilizados no diagnóstico. São eles: cloreto; amônia; DQO; nitrato; pH; turbidez; nitrato; sulfato e potássio. E que busquem também determinar as concentrações de metais pesados, que foram inviáveis no atual estudo. Outra análise de interesse seria um ensaio de toxicidade com amostras dos dois córregos, de forma que fosse observado empiricamente o potencial de dano de um suposto contaminante presente nessas águas na fauna.

No que se refere a confirmar a suposta contaminação evidenciada pelos ensaios geofísicos, que já possibilitaram um entendimento inicial dos fluxos subterrâneo em duas faces do Lixão, é sugerido que sejam analisadas amostras de poços de monitoramento perfurados nos pontos de resistividade aparente menores que 50Ω (Figura 5.5), onde são indicadas áreas fortemente contaminadas. Bem como em poços perfurados em outras direções de escoamento do Lixão, uma vez que não se descarta a possibilidade de haver outros fluxos se desenvolvendo.

Os monitoramentos recomendados em Jacobina e em poços devem ser realizados tanto em períodos chuvosos quanto de estiagem. Desse modo, será observado como a interação com águas pluviais afeta na concentração dos contaminantes, e se a contaminação em Jacobina ocorre apenas em períodos com precipitação, ou se ela se mantém também durante a estiagem. Caso haja interesse em observar o avanço da pluma com o tempo por método direto de análise, recomenda-se também a perfuração de poços de monitoramento mais distantes, que juntamente com os outros devam ser monitorados ao longo de anos, a fim de observar se há (e se houver, quanto) aumento de concentração dos parâmetros de análise com o passar do tempo e com o distanciamento do foco de geração de lixiviado.

Finalmente, para estudos que visem simular a dispersão do chorume com o tempo, utilizando

o SWAT e MODFLOW acoplados, indica-se que seja feita uma sondagem SPT próxima ao Lixão a fim de esclarecer o nível do lençol freático e características do solo da área, já que não existem dados precisos quanto a isso para a área de estudo. Recomenda-se também que sejam realizadas análises físico-química nas amostras do poço perfurado acima das antigas lagoas de chorume, com o objetivo de determinar as principais características do contaminante e que precisam ser inseridas no modelo.

REFERÊNCIAS

- Aboyeji O. S.; Eigbokhan, S. F. (2016). “Evaluations of groundwater contamination by leachates around Olusosun open dumpsite in Lagos metropolis, southwest Nigeria”. *Journal of Environmental Management*, v. 183, p. 333–341.
- ABRELPE. (2017). Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil de 2017. 73p.
- Agência Brasília. (2018). “Corumbá: obras da Caesb estão 93% executadas”. Portal de notícias. 07 de dezembro de 2018. Disponível em: <<https://www.agenciabrasilia.df.gov.br/2018/12/07/corumba-obras-da-caesb-estao-93-executadas/>>. Acesso em: junho de 2019.
- Alizadeh, M.; Mirhoseini, S. A.; Dolatabadi, M.; Ebrahimi, A. A. (2018). “Evaluation of the Effect of Landfill Leachate on the Surface Water Quality: A Case Study in Tonekabon Landfill”. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*. v. 3, n. 1, p. 472-480.
- APHA. (2005). Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater, 21 Edition, American Public Health Assosiation.
- Andrade, S. M. A. (2002). Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 182p.
- Arnold, J. G.; Kiniry J. R.; Srinivasan, R. Williams, J. R.; Haney, E. B.; Neitsch, S. L. (2012) Soil & Water Assessment Tool: Input/Output Documentation Version 2012. Texas Water Resources Institute, 650p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004). NBR 1004: Resíduos sólidos - classificação. 77p..
- Bortolin, J. R. M. malagutti filho, W. (2011). “Monitoramento temporal de contaminação por chorume usando métodos geoeletricos”. 12º Congresso Internacional da Sociedade Brasileira de Geofísica, Rio de Janeiro, RJ.

- Bhalla, B.; Saini, M.S.; Jha, M.K. (2013). “Effect of Age and Seasonal Variations on Leachate Characteristics of Municipal Solid Waste Landfill”. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, v. 2, n. 8, p. 223–232.
- BRASIL. (1997). Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente – Governo Federal. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. *MMA Publicações*.
- BRASIL. (2010). Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Câmara - Legislação. Disponível em: <bd.camara.gov.br/bd/bitstream/handle/.../politica_residuos_solidos_3ed.reimp.pdf>.,
- BRASIL. (2005). Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF
- Campos, H. K. T. (2012). “Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil”. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.17, n. 2, abr/jun. p. 171–180.
- Carneiro, G. A. (2002). Estudo de contaminação do lençol freático sob a área do aterro de lixo do jocke club (DF) e suas adjacências. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos). Departamento de Engenharia civil e Ambiental, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- CETESB. (2018). Indicadores de qualidade – Índice de Qualidade das Águas (IQA). Disponível em: ><http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#>. Acesso em: 19/10/2018.
- Christensen, T. H.; Kjeldsen, P.; Berg, P. L. (2001). “Biogeochemistry of landfill leachate plumes” *Applied Geochemistry*, v. 16, n. 7–8, p. 659–718.
- Eduardo, J. (2007). Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho. Dissertação - Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual de Rio

de Janeiro. 118p.

- EMBRAPA. (2011). Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. 70p.
- EPA. (2018). Environmental Protection Agency - Municipal Solid Waste Landfills. Disponível em: <<https://www.epa.gov/landfills/municipal-solid-waste-landfills#publications>>. Acesso em: 18 de outubro de 2018.
- Ferrigo, S. (2014). *Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática - estudo de caso da bacia do lago Descoberto - DF*. 2014. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília, Brasília, DF. 165p.
- Fetter, C. W. (1993). Contaminant Hydrogeology. UW-Madison Libraries. 458p.
- Finotti, A. R.; Finkler, R.; Silva, M. D.; Cemin, G. (2009). Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas. Caxias do Sul: EDUCS. 272 p.
- Figueiredo, W. S. F. e Nascimento, C. T. C. (2015). “Soil electrical resistivity mapping in the Formosa city landfill, Goiás state, Brasil”. *Revista brasileira de Geofísica*. v. 33, p. 251–259.
- Filho, W. S.; Silva, F. F. da; Lopes, J. C. J.; Santos, P. da S. (2017). “A produção dos resíduos sólidos urbanos: Os persistentes desafios socioambientais para a gestão pública”. *Revista em Agronegocio e Meio Ambiente*, v. 10, n. 4, p. 1271–1294.
- Freitas, C. M. (2015). “Levantamento da disposição final de resíduos sólidos urbanos em 32 municípios do Estado de Goiás”. *Revista de Biologia Neotropical*, v. 12, n. 2, p. 120–124.
- FUNASA. (2014). Manual de orientações técnicas para elaboração de propostas para o programa resíduos sólidos. *Fundação Nacional de Saúde*. 44p.
- Guzman, J.A.; Moriasi, D.N.; Gowda, P.H.; Steiner, J.L.; Starks, P.J.; Arnold, J.G. (2015). “A model integration framework for linking SWAT and MODFLOW”. In: *Environmental Modelling & Software*, **73**, p. 103-116.

- Harbaugh, A.W. (2005). MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model - the Ground-Water Flow Process: U.S. Cap. 3 - Design of the Ground-Water Flow Process. This report describes the theory and input instructions at the time of the initial MODFLOW-2005 v1.00 release. 12p.
- IBGE. (2013). Manual técnico de uso da terra. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. 171p.
- IPEA. (2012). Diagnóstico de Resíduos Sólidos Urbanos – Relatório de Pesquisa. *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada*. 77p.
- ISWA. (2015). Wasted health - the tragic case of dumping. *International Solid Waste Association*. 37p.
- Junior, C. H. L. S. (2016). *Diagnóstico preliminar do gerenciamento dos resíduos sólidos gerados na cidade do Novo Gama/GO*. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental)—Universidade de Brasília, Brasília, 2016. 65p.
- Jorgensen, E. P. (1989). The poisoned well: new strategies for groundwater protection, by Sierra Club Legal Defense Club. v. 1, 415 p.
- Keary, P.; Brooks, M. e Hill, I. (2009). Geofísica de exploração. Tradução: Coelho, M. C. M. São Paulo: Oficina de textos. 422p.
- Ke, K.Y. (2014). “Application of an integrated surface water-groundwater model to multi-aquifers modeling in Choushui River alluvial fan, Taiwan”. In: *Hydrological Processes*, 28, p. 1409-1421.
- Kjeldsen, P.; Barlaz, Morton A.; Rooker, Alix P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T. H. (2002). “Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review”. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336.
- Kim, N.W.; Chung, I. M; Won, Y. S.; Arnold, J. G. (2008). “Development and application of the integrated SWAT-MODFLOW model”. In: *Journal of Hydrology*, 356, p. 1-16.
- Koide, S. e Bernardes, R. S. (1998). “Contaminação do lençol freático sob a área do aterro

- do jockey clube DF”. Em: *Revista Águas Subterrâneas*. n. 061, p. 1–9.
- Kulikowska, D. Klimiuk, E. (2007). “The effect of landfill age on municipal leachate composition”. *Bioresource Technology* 99. Poland. p. 5981 – 5984.
- Lage, L. A. (2019). *Investigação da contaminação das águas superficiais e subterrâneas no entorno do Lixão do Município do Novo Gama (GO) por meio de análise de parâmetro de qualidade da água e de medição da eletrorresistividade do solo*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 55p.
- Lange, L. C.; Amaral, M. C. S. do. (2009). Geração e Características do Lixiviado. Luciana Paulo Gomes. Cap. 3 - Resíduos Sólidos, Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5. v. 3, cap. 2, p. 26-59.
- Lange, L. C.; Simões, G. F.; Ferreira, C. F. A.; Coelho, H. M. G. (2002). “Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos Aplicado a aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos”. In: Castilhos Junior, A. B.; Lange, L. C.; Gomes, L. P.; Pessin, N. (ed.). Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. Rio de Janeiro: RiMa, ABES,. p.85-92.
- Laueremann, A. (2007). Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de santa maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do rio grande do sul. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 72p.
- Ling, C. e Zhang, Q. (2017). “Evaluation of surface water and groundwater contamination in a MSW landfill area using hydrochemical analysis and electrical resistivity tomography: a case study in Sichuan province, Southwest China”. *Environment Monitoring and Assessment*, p. 140-189.
- Loke, M. H. (2017). Res2dinv, rapid 2-D resistivity and IP inversion using the least-squares method - *user's manual*. Malaysia. 148p.
- Maciel, A. B. C.; Felipe, J. A.; Lima, Z. e Carvalho M. (2015). “Os problemas de saneamento

- e seus impactos sobre a saúde pública do município de Dona Inês/PB”. Revista *OKARA: Geografia em debate*, v. 9, n. 3, p. 524–541.
- Maiti, S. K.; De, S.; Hazra, T.; Densarkar, A.; Dutta, A. (2016). “Characterization of Leachate and Its Impact on Surface and Groundwater Quality of a Closed Dumpsite – A Case Study at Dhapa, Kolkata, India”. In: *Procedia Environmental Sciences*, v. 35, p. 391–399.
- Mishra, S.; Tiwary, D.; Ohri, A. (2018). “Leachate characterization and evaluation of leachate pollution potential of urban municipal landfill”. In: *Environmental and Waste Management*. V. 21, n. 4, p. 217-230.
- Monavari, S. M.; Omrani, G. A.; Karbassi, A.; Raof, F. F. (2012). “The effects of socioeconomic parameters on household solid-waste generation and composition in developing countries (a case study: Ahvaz, Iran)”. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n. 4, p. 1841–1846.
- Mondelli, G. (2008). Integração de diferentes técnicas de investigação para avaliação da poluição e contraminação de uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 362p.
- Mondelli, G.; Giacheti, H. L.; Hamada, J. (2016). Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. Em: *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 169–182.
- Moura, L. H. (2008). Estudo Geoquímico da Bacia do Gama e Avaliação da Qualidade de Água. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências – Pós-graduação em geologia, Universidade de Brasília. Brasília, DF. 104p.
- Moreira, C. A.; Braga, A. C. O.; Fried, M. (2009). “Degradação de resíduos e alterações na resistividade elétrica, pH e Eh”. *Revista Brasileira de Geofísica*. V. 27, n. 2, p. 283-294.
- Nascimento, C. T. C.; Pires A. C. B.; Moraes, R. A. V. (2004). Reconhecimento de solos por meio de resistividade elétrica e radiação gama. *Revista Brasileira de Geociências*

v. 34, n. 06 1, p. 383–392.

Neitsh, S. L.; Arnold, J. G.; Kiniry, J.R.; Williams, J. R. (2009). “Soil and water assessment tool – Documentação teórica versão 2009”. Technical Report -406. Centro de pesquisa de Blackland Centro de pesquisas Texas AgriLife, 634p.

Paschoalato, C. F. P. R. (2000). Caracterização dos líquidos percolados gerados por disposição de lixo urbano em diferentes sistemas de aterramento. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 97p.

Pereira, A. R.; Santos, A. A.; Silva, W. T. P. S.; Frozzi, J. C.; Peixoto, K. L. G. P. (2013). “Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão”. *Ambiente e Água*, v. 66, n. 2, p. 17–35.

Pereira, A. R. (2018). *Estudo da Contribuição de Águas Subterrâneas e Retirada de Água por Poços sobre o Escoamento dos Córregos Adjacentes na Região do Núcleo Rural Lago Oeste - DF*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-216/2018, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 158p.

Piveli, R. P.; Kato, M. T. (2006). Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 285p.

Ramos, S. P. (2014). A Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos e a meta de implantação de aterros sanitários no Brasil. In: *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XVII, n. 121.

Rennó, C. D.; Soares, J. V. (2000). Modelos hidrológicos para gestão ambiental. Programa de Ciência e Tecnologia para Gestão de Ecossistemas – relatório técnico parcial. MCT/INPE. São José dos Campos: INPE. 60p.

Rodrigues, M. V. C.; Giraldi, E. H.; Santos, M. M.; Costanzi, R. N.; Celligoi, A. (2014). “Avaliação preliminar da qualidade das águas subterrâneas e superficiais na área de entorno do antigo lixão no município de Rolândia (PR)”. XVIII Congresso Brasileiros de Águas Subterrâneas. Belo Horizonte, MG. p. 1–13.

Santana D. P. (2003). Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas. Embrapa Milho e Sorgo.

Documentos. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo. p. 63.

Santos Filho, M. G. Dos; Hirata, R.; Luiz, M. B.; Conicelli, B. P. (2017). “Solo e águas subterrâneas contaminadas pela deposição de resíduos sólidos urbanos: o caso do Vazadouro de Tatuí (SP)”. *Revista do Instituto Geológico*, v. 38, n. 1, p. 31–47.

Serafim, A. C.; Gussakov, K. C.; Silva, F.; Coneglian, C. M. R.; Brito, N. N.; Sobrinho, G, D.; Tonso, S e Pelegrini, R. (2003). “Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento”. II Fórum de Estudos Contábeis. Rio Claro, São Paulo. 7p.

Silva, R. R. S. e Nascimento, C. T. C. (2013). “Visualização da propagação da umidade no solo por meio da eletrorresistividade. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE. p. 9293–9299.

Silva, S. A. (2014). Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorumes. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 135p.

Silveira, A. L. L. da. (2004). Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. Em: TUCCI, C. E. M (Org). Hidrologia: Ciência e aplicação. 4 ed., 6 reimp. Porto Alegre: Ed. Universidade. UFRGS – ABRH.. 941p.

Talalaj, I. A. (2014). “Assessment of groundwater quality near the landfill site using the modified water quality index”. *Environmental monitoring and assessment*. P. 3673-3684.

Tiwary, S. M. D.; Ohri, A. (2018). “Leachate characterization and evaluation of leachate pollution potential of urban municipal landfill sites”. *International Journal of Environment and Waste Management*. V. 21, n. 4, p. 217-230.

Tucci, C. E. M. (2005). Modelos hidrológicos. 2a ed. Porto Alegre: Ed. Universidade UFRGS – ABRH. 678p.

Tucci, C. E. M. (1993). Regionalização de Vazões Em: TUCCI, C. E. M (Org). Hidrologia: Ciência e aplicação. 1 ed. Porto Alegre: Ed. Universidade UFRGS – ABRH.. 941p. 1993.

Yang, R.; Xu, Z.; Chai, J. (2018). “A review of characteristics of landfilled municipal solid waste in several countries: Physical composition, unit weight, and permeability coefficient.”. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 27, n. 6, p. 2425–2435.