

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

GABRIELA FERNANDA SILVA

**AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA E IMPLICAÇÕES HIDROQUÍMICAS
NA ÁREA DE ENTORNO DO ANTIGO LIXÃO NO MUNICÍPIO DE
ROLÂNDIA-PR**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2014**

GABRIELA FERNANDA SILVA

**AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA E IMPLICAÇÕES HIDROQUÍMICAS
NA ÁREA DE ENTORNO DO ANTIGO LIXÃO NO MUNICÍPIO DE
ROLÂNDIA-PR**

Projeto de Pesquisa apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2 do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Câmpus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Moreira dos Santos.

LONDRINA

2014



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

**AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA E IMPLICAÇÕES HIDROQUÍMICAS NA ÁREA
DE ENTORNO DO ANTIGO LIXÃO NO MUNICÍPIO DE ROLÂNDIA-PR**

por

Gabriela Fernanda Silva

Monografia apresentada no dia 07 de Agosto de 2014 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____
(aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Cleuber Moraes Brito
(UEL – Departamento de Geociências)

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Profa. Dr. Maurício Moreira dos Santos
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

*A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a DEUS pelas oportunidades que me foram dadas ao longo da vida, por sempre me manter forte e perseverante para enfrentar os obstáculos e os momentos de dificuldade e pela conclusão desta fase.

Aos meus pais, Marlene Zampieri Silva e César Benedito Silva, pela educação transmitida com tanto amor e por todo esforço financeiro para me sustentar durante todos esses anos de graduação e por toda a confiança depositada, principalmente a minha mãe pela motivação dada em todas as etapas da minha vida, a eles dedico este trabalho.

À minhas irmãs Isabela Cristina Silva e Daniela Regina Silva, tão queridas, que mesmo longe nunca deixaram de se preocupar comigo.

Ao meu namorado, amigo e companheiro Leonardo Constantino Vidmar por todo o amor, atenção e paciência.

Aos meus avós, Cleonice Rimoldi Zampieri e Jacyro Zampieri pelos momentos bons e pelas palavras de incentivo sempre.

Destaco minha gratidão e admiração por meu querido professor orientador Dr. Maurício Moreira dos Santos. Obrigada pela dedicação em minha orientação, pelo exemplo de competência e excelência profissional, e por toda a colaboração em meu crescimento profissional.

Agradeço também a banca pela disponibilidade e atenção dada ao desenvolvimento do projeto e trabalho final de conclusão de curso. Ao professor Dr. Ajadir Fazolo, pelo enriquecimento deste trabalho por meio dos auxílios realizados.

Agradeço a UEL (Universidade Estadual de Londrina) em nome do professor Dr. André Celligoi pelo auxílio de equipamentos imprescindíveis para a realização deste estudo.

Aos meus colegas de classe, em especial a Ana Paulo Cosso, Carolyne Bueno Machado, Moniellen Betio Monara, pelo auxílio no desenvolvimento do trabalho.

Finalizo agradecendo a todos aqueles que marcaram minha graduação, tornando-a uma época tão especial e importante em minha vida e também por compartilharem comigo as aflições e alegrias da jornada acadêmica. Em especial: Bruna Raña, Marcella Baldin, Liliana Puzzi, Larissa Pivetta, Larissa Melo, Adriano

Scalco, Rafaela Squizzato, Vinícius Buriola, Gabriela Gomes, Jéssica Lara e Jaqueline Imbriani. Cada qual com sua particularidade pôde enriquecer minha formação profissional e pessoal. A todos, meu muito obrigada!

Peço desculpas caso algum nome não seja mencionado, mas declaro minha gratidão a todos aqueles que me auxiliaram no cumprimento desta etapa.

"Nas grandes batalhas da vida, o primeiro passo para a vitória é o desejo de vencer!"

(Mahatma Gandhi)

RESUMO

SILVA, Gabriela Fernanda. **Avaliação Hidrogeológica e Implicações Hidroquímicas na área de entorno do antigo Lixão no Município de Rolândia-Pr.** 2014. 98p. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

A área pesquisada refere-se ao antigo lixão de Rolândia. O local foi o destino final da coleta pública de resíduos sólidos urbanos, até a sua desativação em abril de 2002. Os resíduos eram depositados diretamente ao solo expondo a massa de lixo às variações sazonais do clima. Estudos realizados à época Santos (2003) indicaram que a superfície freática do aquífero local acompanha de uma forma geral, a superfície do terreno, sendo a recarga nas áreas mais elevadas e a descarga aquífera nas partes mais rebaixadas do relevo. O monitoramento da oscilação do nível freático nos três poços de monitoramento correlacionados com a precipitação diária no período total de 350 dias de estudo mostraram relativamente rápido. Assim, o aquífero freático recebe em geral recargas distribuídas durante todos os períodos dos anos, o que implica em uma maior infiltração da água através da massa de resíduos sólidos produzindo lixiviados e favorecendo a migração de contaminantes pelas zonas saturadas e não-saturadas. A condutividade hidráulica (K) da zona saturada obteve um valor médio de $8,35 \times 10^{-3}$ cm/s, considerada mediamente elevada. Já a condutividade hidráulica (K) da zona não saturada obteve um valor para (K) igual a $1,93 \times 10^{-4}$ cm/s, o que significa uma camada de solo com características de um material pouco permeável. Nesse sentido, a partir da Lei de Darcy, foram calculadas as velocidades de fluxo subterrâneo. Dessa forma, os contaminantes gerados pela decomposição dos materiais depositados no antigo lixão levaria um total de 16 dias aproximadamente para atingir o ribeirão Vermelho a jusante, na mesma vertente. A análise hidroquímica dos elementos evidenciou anomalias presentes nos poços de monitoramento e em outros pontos de coleta. Assim, foi verificada que a contaminação das águas subterrâneas a partir da pluma de contaminantes liberada pela decomposição dos resíduos sólidos aterrados, afeta a qualidade das águas subterrâneas a jusante do antigo lixão de Rolândia, bem como as águas superficiais.

Palavras chave: Lixão, Contaminação, Águas Subterrâneas, Aquífero Freático.

ABSTRACT

SILVA, Gabriela Fernanda. **Hydrogeological Assessment and Implications Hydrochemical from surrounding area of old Dump in County in Rolândia-Pr.** 2014. 98p. Completion of Course Work – Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2014.

The research area is the old garbage dump of rolândia city. The study site was the final destination of the public collection of solid waste before its deactivation in april 2002. The wastes were deposited directly to the ground exposing the waste mass to seasonal climate variations. These studies demonstrated santos (2003) that the water table of the aquifer site follows the ground surface. This conformation shows that the recharge area of the aquifer is located in the uppermost parts of the land and the area of discharge into recessed areas. The monitoring of the water level fluctuation the three monitoring wells correlated with precipitation daily rate total period of 350 days of study showed that the response fluctuations in groundwater level behaved relatively fast. Like this, the groundwater aquifer receives in general distributed during all periods of the year, implying in a greater water infiltration through the mass of solid waste and favoring the migration of contaminants by the saturated and unsaturated zones. The hydraulic conductivity (k) the saturated zone obtained average value $8,35 \times 10^{-3} \text{cm/s}$, representing a moderately high hydraulic conductivit. Already the hydraulic conductivity (k) the unsaturated zones obtained value like $1,93 \times 10^{-4} \text{cm/s}$, meaning a layer of soil with characteristics somewhat permeable material. In this sense, from darcy's law were calculated the speeds of groundwater flow. Thus, contaminants generated by decomposition of deposited materials the old dump it would take a total of 16 days about to achieve the red creek downstream, the same mountain slope. The hydrocheamical analysis from the elements showed anomalies present in monitoring wells and another collection points. Thus, the contaminant plume released by the decomposition of solid waste grounded, affects the quality of the groundwater downstream of the former landfill rolândia and the water surface.

Keywords: Dump, Contamination, Groundwater, Phreatic Aquifer.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Destinação final dos RSU Coletados no Brasil	19
Figura 2 - Aquíferos confinados e livres.	27
Figura 3 - Relação espacial entre a topografia do terreno e o lençol freático. Notar a superfície mais suavizada do lençol freático e a convergência das linhas de fluxo de água subterrânea (setas).	30
Figura 4 - Mapa de localização da área de estudo, em destaque o antigo lixão de Rolândia	49
Figura 5 - Pontos de monitoramento de água subterrânea instalados na área de estudo. a) P1 – poço de monitoramento 1; b) P2– poço de monitoramento 2 e c) P3– poço de monitoramento 3.....	50
Figura 6 – Esquema de construção dos poços de monitoramento.....	51
Figura 7 - Medidor de nível d'água	52
Figura 8 - Medição do nível de água subterrânea no poço P3.	53
Figura 9 - Realização do ensaio de infiltração <i>in situ</i> utilizando o Permeômetro <i>Guelph</i>	57
Figura 10 - Pontos amostrados de coleta de água.	61
Figura 11 - Vista de satélite da área de estudo com os pontos amostrados.	61
Figura 12 - Procedimento de purgeamento do poço de monitoramento.....	62
Figura 13 - Procedimento de amostragem, coleta de água do poço de monitoramento P1.....	63
Figura 14 - Aparelhagem portátil de análise <i>in locu</i>	63
Figura 15 - Resíduos sólidos depositados diretamente ao solo.	66
Figura 16 - Antiga área de depósito de resíduos sólidos, vista do talude onde observa-se a vegetação queimada por incêndio ocorrido em 2013.	67
Figura 17 - Antiga área de depósito de resíduos sólidos, vista atual do talude onde observa-se o crescimento significativo da vegetação após a queimada por incêndio ocorrido em 2013. Foto de Janeiro de 2014.....	68
Figura 18 - Corte esquemático A-B, na área de estudo.	70
Figura 19 - Perfil ilustrando superfície do terreno profundidades e superfície freática.	70

Figura 20 – Gráfico exibindo a correlação dos níveis d'água subterrânea com o somatório das precipitações.....	73
Figura 21 – Gráfico exibindo a correlação dos níveis d'água subterrânea com as precipitações diárias.....	75
Figura 22 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Turbidez na área de estudo.	78
Figura 23 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para pH na área de estudo.	79
Figura 24 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Temperatura na área de estudo.....	80
Figura 25 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para DQO na área de estudo.	81
Figura 26 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Condutividade Elétrica na área de estudo.	83
Figura 27 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para STD na área de estudo.	84
Figura 28 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Nitrito (NO_2^-) na área de estudo.....	85
Figura 29 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Nitrato (NO_3^-) na área de estudo.....	87
Figura 30 - Imagens evidenciando os ambientes e resíduos encontrados no período de estudo.....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Destinação final dos RSU Coletados no Paraná - Brasil.	19
Tabela 2 - Parâmetros determinados para caracterização do chorume.	22
Tabela 3 - Composição do gás em lixões ou aterros sanitários.	25
Tabela 4 - Resultados de condutividade hidráulica encontrados em zona saturada na área do antigo lixão de Rolândia por Santos (2003)	69
Tabela 5 - Valores de condutividade hidráulica (K) encontrados em zona não saturada na área do antigo lixão de Rolândia.	72
Tabela 6 - Padrões dos compostos orgânicos e físicos da água.	76
Tabela 7 - Análise química dos compostos orgânicos e físicos da água.	77
Tabela 8 - Condutividade da amostra e tipos de íons.	82
Tabela 9 - Alguns valores de Condutividade (1 micromho = 1 microS).	82

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS	15
3.1.1 Resíduos Sólidos e Classificação	15
3.1.2 Situação dos Resíduos Sólidos	17
3.1.3 A Problemática dos Resíduos Sólidos em Lixões	20
3.1.4 Poluição das Águas Superficiais e Subterrâneas	21
3.1.5 Devastação da Vegetação	23
3.1.6 Queimas e Riscos de Explosões	23
3.1.7 Odores	24
3.1.8 Poluição do Ar	24
3.1.9 Impactos Sócio - ambientais	25
3.2 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	26
3.2.1 Avaliação Hidrogeológica - Recarga Subterrânea	28
3.2.2 Poluição das Águas Subterrâneas	31
3.2.3 Qualidade das Águas Subterrâneas	32
3.2.4 Características das Águas	34
3.2.4.1 Temperatura	34
3.2.4.2 Cor Aparente	34
3.2.4.3 Turbidez	35
3.2.4.4 pH – Potencial Hidrogeniônico	35
3.2.4.5. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	36
3.2.4.6 Condutividade elétrica (CE)	37
3.2.4.7 Amônia	38
3.2.4.8 Nitrato e Nitrito	39
3.2.4.10 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	40
3.3 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA ÁREA DE ESTUDO	41
3.3.1 Clima	41
3.3.2 Geomorfologia	42
3.3.3 Solo	42
3.3.4 Geologia	43
3.3.5 Hidrogeologia	45
4 METODOLOGIA	47
4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	48
4.2 MONITORAMENTO DO NÍVEL FREÁTICO	50
4.3. RECARGA AQUÍFERA E O MONITORAMENTO QUANTITATIVO DO NÍVEL FREÁTICO	53
4.4 ENSAIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (<i>IN SITU</i>)	54
4.4.1 Lei de Darcy	55

4.4.2 Condutividade hidráulica em meio não saturado.....	57
4.4.3 Condutividade hidráulica em meio saturado.....	58
4.5 AVALIAÇÃO HIDROQUÍMICA	59
4.6 SURFER®.....	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	66
5.1 ANTIGO LIXÃO DE ROLÂNDIA: HISTÓRICO E SITUAÇÃO ATUAL.....	66
5.2 AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA	68
5.2.1 Ensaio de Condutividade Hidráulica (K) e Velocidade de fluxo (Vx)	68
5.2.2 Oscilações do Nível Freático e a Precipitação Pluviométrica.....	73
5.3 CONSIDERAÇÕES HIDROQUÍMICAS - QUALIDADE DA ÁGUA.....	76
5.3.1 Turbidez	77
5.3.2 pH.....	78
5.3.3 Temperatura.....	79
5.3.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	80
5.3.5 Condutividade Elétrica (CE).....	82
5.3.6 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	83
5.3.7 Nitrito.....	84
5.3.8 Cor.....	85
5.3.9 Oxigênio Dissolvido	86
5.3.10 Nitrato.....	86
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	88
6.1 CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS.....	91

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios enfrentados pelos municípios brasileiros é a destinação final dos resíduos sólidos produzidos. Nesse sentido, os resíduos gerados e depositados no ambiente, principalmente quando gerenciado de forma inadequada, podem provocar impactos ao meio.

Até poucas décadas atrás, o lixo era composto basicamente por restos orgânicos, porém com o crescimento das cidades, do consumo, sendo esse último ideologicamente relacionado com a qualidade de vida e a utilização que cada vez maior dos chamados "descartáveis", a disposição final dos resíduos sólidos urbanos torna-se supersaturada e as áreas propícias para a destinação são escassas e de difícil seleção.

Do ponto de vista ambiental, a recuperação e a eliminação de materiais residuais pressupõe a existência de um sistema de gerenciamento adequado dos detritos.

Apesar da aplicação de diversas tecnologias, a recuperação dessas matérias suscita muitos problemas, principalmente de natureza econômica. Em função disso, as formas tradicionais de eliminação continuam sendo empregadas, e apresenta-se como solução a simples disposição a céu aberto ou em águas correntes.

Como salientado, as disposições incorretas de resíduos sólidos urbanos tornam-se fontes potenciais de contaminação, o que gera riscos ao meio ambiente e em particular para a qualidade dos solos, águas superficiais e subterrâneas.

Devido principalmente à emissão de lixiviado ou chorume, resultado direto da liberação de compostos químicos orgânicos e inorgânicos provocados pela decomposição do resíduo industrial e urbano.

Portanto, uma vez existente fonte de contaminação, liberando os seus produtos para a zona saturada, o fluxo das águas subterrâneas os transporta através de correntes advectivas ao longo de seu deslocamento, gerando-se assim uma pluma de contaminação.

Dessa forma, trabalhos que visem à aplicação de métodos de investigação para avaliar impactos ambientais em áreas de lixões (ativos ou desativados) são de suma importância para a compreensão dos processos ambientais, visando

fundamentalmente os condicionantes hidrogeológicos e hidroquímicos de aquíferos freáticos e das águas superficiais em áreas de influência, como ocorre no antigo lixão de Rolândia-PR, objeto de estudo da presente pesquisa. Além disso, tais estudos servirão de norte para as ações de recuperação ambiental dos passivos amplamente espalhados por todo o país.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo principal da presente pesquisa é analisar e interpretar o comportamento das águas subterrâneas e superficiais adjacentes ao antigo lixão de Rolândia, e as implicações hidroquímicas da massa aterrada de resíduos sólidos sobre o aquífero freático local.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- coletar amostras de água para análises de parâmetros físico-químicos e inorgânicos visando à avaliação da qualidade das águas subterrâneas;
- monitorar as oscilações e/ou evoluções dos níveis piezométricos no período de 11 meses, com a finalidade de se estabelecer o comportamento da rede de fluxo subterrânea com os mecanismos de recarga direta provinda da precipitação;
- construir mapa de concentrações hidroquímica para análise do fluxo subterrâneo local e dos elementos/anomalias químicos presentes na água;
- determinar a permeabilidade média das camadas de solos adjacentes à área de estudo e no material inerte que cobriu o lixão após sua desativação;
- contribuir na produção de conhecimento científico e tecnológico sobre áreas que foram ou são utilizadas como lixões a céu aberto e os impactos associados a estas atividades irregulares.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

3.1.1 Resíduos Sólidos e Classificação

A classificação dos resíduos sólidos urbanos é fator fundamental para a orientação e planejamento de métodos e sistemas de acondicionamento, coleta, transporte e destino final dos resíduos sólidos das comunidades humanas. A determinação qualitativa e quantitativa dos resíduos sólidos urbanos fornece parâmetros técnico-científicos necessários ao manejo dos resíduos, apontando soluções convenientes do ponto de vista econômico-social contribuindo assim, para a gestão dessa importante questão.

De acordo com a NBR 10.004 - Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), a classificação dos resíduos sólidos é realizada quanto aos seus riscos ao meio ambiente e à saúde pública para que possam ser gerenciados de forma adequada.

Os resíduos sólidos são os resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004)

A classificação quanto ao risco que conferem ao meio ambiente, segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004), é dado por:

- Resíduos Classe I - perigosos;
- Resíduos Classe II - não perigosos;
- Resíduos Classe II A - não inertes;
- Resíduos Classe II B - inertes;

Os resíduos classe I - perigosos possuem a necessidade de cuidados específicos quanto à coleta, acondicionamento, transporte e disposição final. Apresentam periculosidade e se caracterizam pela letalidade, não degradabilidade e efeitos cumulativos adversos. Podem possuir propriedades de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade.

Os resíduos não perigosos da classe II A - não inertes são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - perigosos ou de resíduos classe II B - inertes. Tais resíduos podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Os resíduos classe II B - inertes são quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a NBR 10.007 (ABNT, 2004), e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10.006 (ABNT, 2004), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei Federal nº12.305, de 02 de Agosto de 2010 (BRASIL, 2010), os resíduos sólidos podem ser classificados de acordo com a origem, podendo ser agrupados nas seguintes classes:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nos itens a) e b);
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nos itens b), e), g), h) e j);
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos no item c);
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sistema Nacional do Meio Ambiente - SISNAMA e do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária - SNVS;

h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;

i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;

j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;

k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

A partir das definições apresentadas, salienta-se que os resíduos sólidos têm em sua gênese composições extremamente variadas, dependendo, sobretudo da natureza de sua fonte produtora.

Além de sua origem, os resíduos sofrem influência de alguns outros fatores, variando quantitativamente e qualitativamente de acordo com o clima, com os hábitos de determinada sociedade e o padrão de vida da população.

3.1.2 Situação dos Resíduos Sólidos

De acordo com Santos (2003), observa-se o crescimento, sobretudo, nos países industrializados, das discussões direcionadas ao contínuo aumento per capita da produção dos resíduos sólidos e o consequente esgotamento de áreas suscetíveis a sua disposição final (pesando apenas no modelo de aterros e sem um modelo eficiente de redução de geração e de reciclagem), uma vez que, resolver adequadamente esse problema urbano é de fundamental importância para a questão do meio ambiente, e da qualidade de vida das massas populacionais.

Segundo Calderoni (1998), essas discussões buscam alternativas viáveis para implementação de novas tecnologias e a ampliação das já existentes, como a coleta seletiva do lixo para o seu reaproveitamento através das usinas de reciclagem e compostagem.

Leite (1995) afirma que o manejo adequado dos resíduos urbano constitui-se uma necessidade premente, porém por vezes controvertida em seus aspectos, trazendo sérias preocupações em distintos países do mundo ao longo da sua

história. Nesse sentido, a solução da problemática do lixo afeta todas as comunidades, não diferenciando posições econômicas ou classes sociais.

No entanto, nos países em desenvolvimento essa situação se agrava sobremaneira, como é o caso do Brasil, onde o processo de urbanização a partir da década de 40 ocasionou o inchaço das cidades seguido pelo decréscimo da qualidade de vida.

Para Figueiredo (1995), esse rápido processo de urbanização brasileiro encontrou as cidades sem estruturas básicas, capazes de absorver os contingentes populacionais atraídas para os grandes centros e, principalmente, infraestrutura adequada para conduzir à questão dos resíduos sólidos, somado ainda, à escassez de recursos financeiros ou de definição de prioridades de políticas públicas.

Dados do IBGE (2008) sobre a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, o Brasil apresenta o seguinte quadro de disposição final de resíduos sólidos urbanos: 50,8% ficam dispostos a céu aberto (lixões), 22,5% em aterros controlados, e 27,7% em aterros sanitários. Existem ainda, 15,4% que são encaminhados para usinas de compostagem e reciclagem 0,6% para incineração.

De acordo com pesquisas diretas realizadas pela ABRELPE junto aos Municípios Brasileiros para a elaboração do Panorama Nacional de Resíduos Sólidos (2012), o índice da destinação final adequada de RSU coletados no ano de 2012 corresponde a 58%, como mostra a Figura 1.

Porém, a quantidade de resíduos sólidos urbanos destinado inadequadamente cresceu em relação ao ano anterior, totalizando 23,7 milhões de toneladas que seguiram para lixões ou aterros controlados, que do ponto de vista ambiental pouco se diferenciam dos lixões, pois não possuem o conjunto de sistemas necessários para a proteção do meio ambiente e da saúde pública.

Esses locais mencionados não dispõem de quaisquer critérios técnico-científicos de proteção ao meio ambiente, em especial para as águas subterrâneas localizados em suas adjacências, pois não impedem a migração de compostos químicos, que derivam principalmente da decomposição da matéria orgânica, para o subsolo.

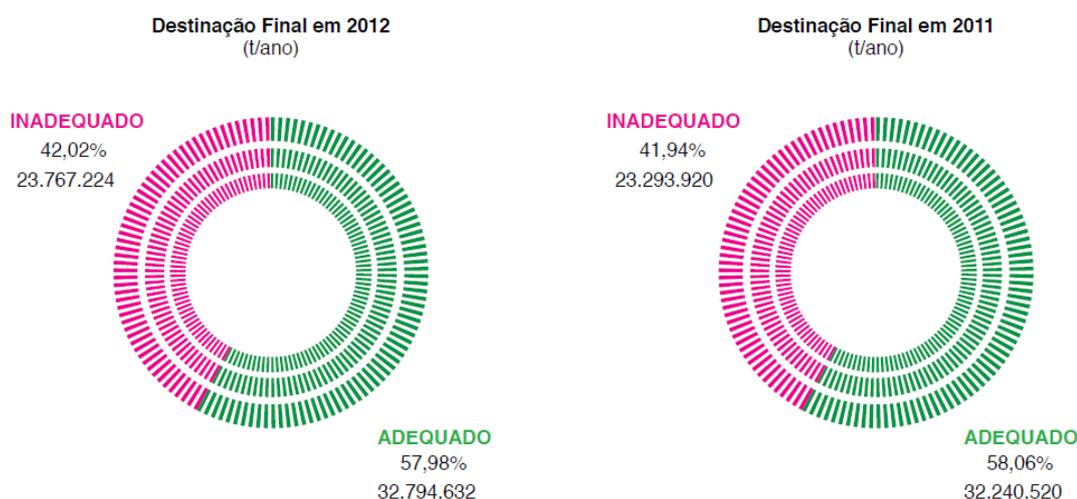


Figura 1 - Destinação final dos RSU Coletados no Brasil
Fonte: ABRELP (2012).

No Paraná, local de estudo, de acordo com Panorama Nacional de Resíduos Sólidos (2012), a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados em toneladas/dia cresceu de 8.401 (2011) a 8.507 (2012). Além disso, a quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados também aumentou de 7.672 (2011) à 7.771 (2012), como mostra a Tabela 1.

Tabela 1 - Destinação final dos RSU Coletados no Paraná - Brasil.

População Urbana		RSU Coletado				RSU Gerado (t/dia)	
		(kg/hab./dia)		(t/dia)		2011	2012
2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
8.974.350	9.035.534	0,855	0,860	7.672	7.771	8.401	8.507

Fonte: ABRELP (2012).

De acordo com o Gráfico 1, cerca de 70% dos resíduos sólidos urbanos gerados e coletados no Paraná no ano de 2012 são destinadas à aterros sanitários, 19,5% são destinados à aterros controlados e 10,5% ainda são destinados a lixões. Tais valores demonstram, com relação ao ano anterior, um mero avanço na disposição correta dos resíduos gerados.

De acordo com a Lei nº12.305/10 (BRASIL, 2010) até agosto de 2014 os municípios brasileiros deverão desativar todos os lixões existentes. Contudo, entramos no ano de 2014 e as estatísticas amostradas comprovam a inadequação da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e a falta da reutilização do

seu potencial energético, onde os resíduos são lançados diretamente ao solo formando os “lixões” ou vazadouros a céu aberto desprovidos de quaisquer critérios técnico-científicos e ecológicos de manejo, sendo consideradas áreas totalmente inaptas ao controle dos poluentes gerados pelo processo de decomposição da matéria orgânica presente no resíduo.

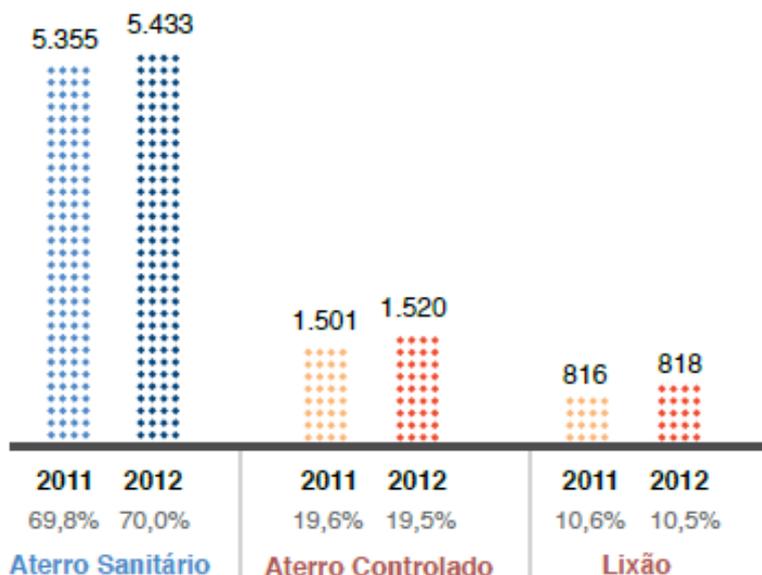


Gráfico 1 - Destinação Final de RSU no Estado do Paraná (t/dia).
Fonte: ABRELP (2012).

3.1.3 A Problemática dos Resíduos Sólidos em Lixões

Elis (1998) afirma que as fontes mais comuns de contaminação no Brasil são áreas utilizadas para disposição de resíduos, devido ao descaso e a opção por alternativas de baixo custo para dispor esses resíduos, como lixão a céu aberto.

De acordo com Menezes et al., (1995), os antigos lixões e aterros dificilmente se enquadram na legislação, pois, em geral, foram instalados em locais inadequados, sem estudo prévio, mesmo que sejam cumpridas as exigências de cobertura, irão continuar a emitir poluentes.

Essas áreas já existentes, ativas ou não, tem sido pouco abordadas, causando carência de propostas para esse setor. Um agravante para essas áreas é que comumente ocorria o depósito não só dos resíduos domiciliares, mas também os provenientes dos serviços de saúde e indústrias.

Os impactos causados ao meio ambiente e à saúde humana, produzidos por lixões e aterros controlados, são: Poluição das Águas Superficiais e Subterrâneas; Devastação a vegetação; Queimas e Riscos de Explosões; Odores e Poluição do Ar; Impactos Sócio - ambientais.

3.1.4 Poluição das Águas Superficiais e Subterrâneas

O chorume é o líquido escuro resultante da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, de difícil biodegradabilidade e de alta carga orgânica. Pode conter metais pesados como chumbo, níquel e alumínio, que variam em função da composição e quantidade dos resíduos gerados, teor de matéria orgânica, temperatura e índice pluviométrico (BRAGA et al., 2005).

Devido à falta de impermeabilização, o chorume infiltra no solo e percola por entre os espaços vazios, contaminando as águas subterrâneas. O solo tem ação importante, pois, quanto mais permeável, maior a facilidade e a velocidade com que o chorume atinge o lençol subterrâneo (FAGUNDES, 2010).

A composição do chorume é importante na determinação dos seus efeitos potenciais sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas adjacentes. Os contaminantes carregados pelo chorume são dependentes da composição do resíduo sólido e das atividades químicas, físicas e biológicas que ocorrem, simultaneamente, dentro do depósito (LIMA, 2003).

De acordo com Lima (2003), o chorume originalmente é formado por enzimas expelidas pelos microrganismos, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos. As enzimas agregam-se aos líquidos provenientes da umidade natural dos resíduos (a qual tende a aumentar nos períodos chuvosos).

A quantidade, a qualidade e a concentração de chorume gerado no aterro são afetadas pelos seguintes fatores: precipitação (chuva ou neve), evapotranspiração, condição operacional do aterro, tempo de construção (exposição dos resíduos sem cobertura), grau de compactação, cobertura final (declividade e material impermeabilizante) e drenagem superficial da área do aterro.

De acordo com Tressoldi e Consoni (1994):

Quanto maior a demanda de oxigênio necessário para a decomposição da matéria orgânica dos compostos orgânicos presentes no chorume, mais sua capacidade poluidora e, quanto mais ácido, maior seu poder em carrear metais presentes na massa de lixo. Seu volume e capacidade de lixiviação vão depender da quantidade de água e precipitação atmosférica que atinja os resíduos, da qualidade e quantidade de matéria orgânica e do tipo de solo.

A presença do chorume é de longe a mais significativa ameaça para as águas subterrâneas, uma vez que ele pode alcançar as camadas mais profundas dos aterros.

O chorume também pode ter um fluxo de escoamento lateral para um determinado ponto onde é descarregado para a superfície como uma infiltração, ou move-se através da base do aterro em direção a subsuperfície.

Dependendo da natureza destas formações e da ausência do sistema de coleta do chorume, este tem sido associado diretamente à contaminação dos aquíferos abaixo da linha do aterro, tornando-se alvo de extensas investigações, desde há quatro décadas (BRAGA et al., 2005).

Os agentes poluidores que, em geral, compõe o chorume dos aterros sanitários de resíduos urbanos podem ser classificados em quatro categorias: cátions e ânions inorgânicos; metais pesados; matéria orgânica; e compostos orgânicos específicos (ex: hidrocarbonetos e fenóis) (FAGUNDES, 2010).

Os parâmetros normalmente estudados na caracterização da qualidade do chorume e no seu monitoramento estão apresentados na Tabela 2. Entretanto, os principais poluentes originados nos aterros sanitários são o carbono orgânico, o nitrogênio e os metais pesados (LIMA,2003). Sendo que os metais pesados dependem da natureza do lixo.

Tabela 2 - Parâmetros determinados para caracterização do chorume.

PARÂMETROS	ANÁLISES
FÍSICOS	pH, Potencial de Oxidação-Redução, Condutividade, Cor, Turbidez, Temperatura, Odor.
ORGÂNICOS	Químicos Orgânicos, Fenol, DQO, COT, Ácidos voláteis, Nitrogênio Orgânico, Éter Solúvel (óleo-segraxas), Detergentes, Grupos Orgânicos Funcionais, Hidrocarbonetos Clorados.
INOGRÂNICOS	STD, Cloretos, Sulfato, Fosfato, Alcalinidade, Acidez, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Sódio, Potássio, Cálcio, Magnésio, Dureza, Chumbo, Cobre, Cromo, Zinco, Cádmiio, Ferro, Manganês, Mercúrio, Bário, Prata, Arsênio, Cianeto, Fluoreto, Selênio.
BIOLÓGICOS	DBO, <i>Coliformes total e fecal</i> , <i>Streptococcus fecal</i> , Bactérias, Contagem de placas.

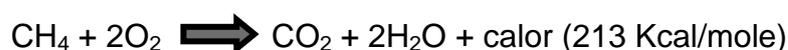
Fonte: TCHOBANGLIOUS et al., (1993). Adaptado por LIMA(2003).

3.1.5 Devastação da Vegetação

Na devastação da vegetação provocada por lixões e aterros sanitários ocorrem certos prejuízos devido à deficiência do oxigênio, na zona da raiz da vegetação, resultante do deslocamento do oxigênio através do lixão ou do aterro sanitário.

Na ausência de um controle de medida deste gás, o O₂ pode migrar em direção à superfície do solo, devido aos altos valores de concentração e pressão, e escapa para a atmosfera através de vazios presentes na área do lixão ou aterro sanitário (LIMA, 2003).

Durante este processo, o oxigênio é deslocado e as raízes das plantas ficam expostas a uma alta concentração de metano e dióxido de carbono conforme apresentado na Reação 1, sendo estes gases os de maior concentração na área do lixão. A ausência de oxigênio ocasiona a morte por asfixia das plantas.



3.1.6 Queimas e Riscos de Explosões

O gás metano produzido nos lixões tem sido frequentemente considerado responsável pela inflamabilidade (LIMA, 2003). Ele tem a habilidade de formar misturas explosivas quando em presença do oxigênio do ar. A Reação 1, anteriormente apresentada, é um exemplo da inflamabilidade e da produção de calor do metano quando em mistura com o oxigênio do ar nos lixões e aterros sanitários.

Este gás possui a tendência de migrar para fora das fronteiras dos lixões e dos aterros sanitários. Os gases dos lixões ou dos aterros sanitários se movem através de rotas que permitem que ele escape do aterro por aberturas existentes no lixo. Esses gases podem se acumular em bolsões, criando um risco em potencial de explosões.

Dependendo das características do solo, o gás pode fluir por grandes distâncias do aterro sanitário até ser detectado. Numerosos incidentes de queima e

explosões, devido à migração de gás para fora de aterros sanitários, tem sido relatados na literatura (LIMA, 2003). Por conseguinte este fenômeno contribui para o aquecimento do globo terrestre.

3.1.7 Odores

Os odores são resultantes principalmente da presença de uma pequena taxa de concentração das funções constituídas por: ésteres, sulfeto de hidrogênio, organo sulfúricos, alquilbenzenos e outros hidrocarbonetos contidos no gás do lixão ou aterro sanitário em direção à atmosfera (MENEZES et al., 1995).

Os odores naturais do gás do lixão ou aterro sanitário podem variar amplamente em uma faixa entre o relativamente doce, amargo e o agridoce, dependendo da concentração dos odores constituintes do gás (LIMA, 2003).

Estas concentrações estarão diretamente relacionadas, com os seguintes itens: com a composição, com a idade dos resíduos, da taxa de gás gerada e com a natureza das populações de microrganismos contidas nos resíduos, entre outros fatores. Embora muitos odores possam ter traços de componentes tóxicos, eles historicamente têm sido mais percebidos como sendo um incômodo ambiental, do que propriamente um risco à saúde humana (MENEZES et al., 1995).

A extensão que os odores se espalham além dos limites dos aterros, depende das condições das atmosféricas, tais como: velocidade do vento, temperatura ambiente, pressão atmosférica e umidade do ar.

3.1.8 Poluição do Ar

A Tabela 3 apresenta a composição dos gases e gerados em lixões e aterros sanitários. Embora metano e dióxido de carbono sejam os dois maiores componentes dos gases emitidos pelos aterros, existem evidências que estes gases estão associados a outros numerosos componentes no lixão ou aterro sanitário e em

quantidade significativa de traços ou outros compostos suficientes para causar problemas de saúde e no meio ambiente (LIMA, 2003).

A presença destes componentes no gás dos lixões e aterros pode ser atribuída ao lixo doméstico regular, à codisposição de resíduos industriais ou despejos ilegais. Investigações microbiológicas indicaram que biodegradação por produtos dentro de aterros pode contribuir para a formação de muitas destes componentes (LIMA, 2003).

Tabela 3 - Composição do gás em lixões ou aterros sanitários.

COMPONENTES	% em volume na base seca
CH ₄	40-70
CO ₂	30-60
CO	3-5
N ₂	0-3
H ₂	0-5
H ₂ S	0-2
Outros Componentes	0-1

Fonte: Robinson, 1986; Zimmerman e Issacson, 1988; e Mcbean et al., 1995 em El Fadel, et al,1995. Adaptado por LIMA (2003).

3.1.9 Impactos Sócio - ambientais

Os vários impactos ambientais decorrentes das diferentes formas de disposição de resíduos sólidos oferecem também riscos importantes à saúde humana. Sua disposição no solo, em lixões ou aterros, por exemplo, constitui uma importante fonte de exposição humana a várias substâncias tóxicas.

As principais rotas de exposição a esses contaminantes são a dispersão do solo e do ar contaminado, a lixiviação e a percolagem do chorume. O último pode ocorrer não apenas enquanto o lixão ou o aterro está em funcionamento, mas também depois de sua desativação, uma vez que os produtos orgânicos continuam a degradar.

Estudos têm indicado que áreas próximas a aterros apresentam níveis elevados de compostos orgânicos e metais pesado (SISSINO e MOREIRA, 1996), e

que populações residentes nas proximidades desses locais apresentam níveis elevados desses compostos no sangue (SANTOS et al., 2003).

Assim, esses depósitos de resíduos sólidos constituem em potenciais fontes de exposição para populações, tendo sido relatado riscos aumentados para diversos tipos de câncer (GOLDBERG et al., 1995), anomalias congênitas (PALMER et al., 2005) baixo peso ao nascer, abortos e mortes neonatais nessas e em populações vizinhas a esses locais.

Apesar de pouco utilizada no Brasil, a incineração de resíduos também traz riscos à saúde uma vez que produz quantidades variadas de substâncias tóxicas, como gases, partículas, metais pesados, compostos orgânicos, dioxinas e furanos emitidos na atmosfera (GOUVEIA, 2012).

Há ainda os riscos à saúde para os profissionais mais diretamente envolvidos no manejo dos resíduos, como é o caso do pessoal operacional do setor, o qual, em sua maioria, não conta com medidas mínimas de prevenção e segurança ocupacional. Por exemplo, mesmo a compostagem sendo uma destinação ambientalmente mais correta do que a disposição no solo, ela pode gerar impactos à saúde dos trabalhadores desse setor, como alterações na função pulmonar e contaminação bacteriológica do sistema respiratório (GOUVEIA, 2012).

A situação se torna mais crítica para indivíduos que trabalham e vivem da recuperação de materiais do lixo, especialmente os catadores de materiais recicláveis, os quais realizam seu trabalho em condições muito insalubres, geralmente sem equipamentos de proteção, resultando em alta probabilidade de adquirir doenças.

Alguns problemas relacionados ao trabalho de reciclagem incluem a exposição a metais e substâncias químicas, a agentes infecciosos como o vírus da hepatite B, doenças respiratórias, osteomusculares e lesões por acidentes (FERREIRA e ANJOS, 2001).

3.2 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Segundo a definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), na NBR - 9896 de 1993, "água subterrânea é a que ocupa a zona saturada do

subsolo ou num sentido mais amplo, toda a água situada abaixo da superfície do solo, na litosfera".

Parte da água da precipitação atmosférica atinge o solo e infiltra-se. Essa água percola a camada superficial do solo e desce a maiores profundidades, acumulando-se entre os vazios das rochas, formando os aquíferos ou lençóis freáticos (FAGUNDES, 2010).

A facilidade de percolação da água varia diretamente com o tipo de solo do extrato. Quando essa água encontra um solo ou rocha impermeável no seu caminho, a região sobrejacente terá todos os seus interstícios ocupados, formando os lençóis subterrâneos. Por consequência, os lençóis, formam os aquíferos que estão estabelecidos em formações porosas e admitem uma quantidade suficiente de água e sua movimentação.

Segundo CAICEDO (1993) os aquíferos podem ser classificados em livres (não confinados) e confinados, de acordo com o posicionamento da linha da água (superfície piezométrica). O aquífero confinado está entre rochas impermeáveis e a uma pressão maior que a atmosférica. O aquífero livre está entre solos e rochas permeáveis, em contato direto com a pressão atmosférica e a superfície piezométrica é o limite superior (Figura 2).

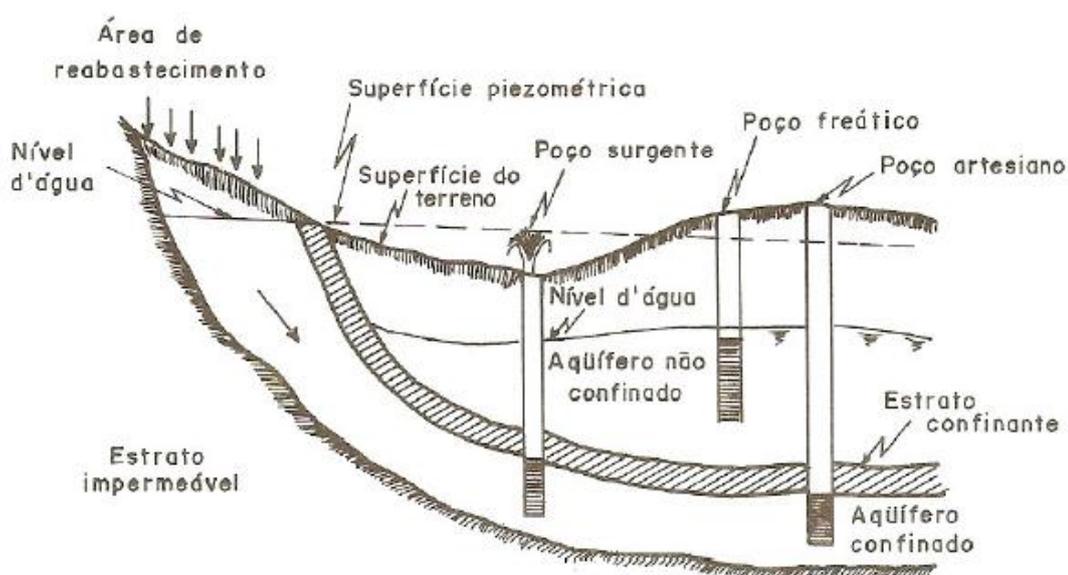


Figura 2 - Aquíferos confinados e livres.
Fonte: Caicedo (1993)

Segundo Caicedo (1993), os sistemas hidrogeológicos são classificados em: (i) Aquífero; (ii) Aquicluda e (iii) Aquitardo. O aquífero é uma formação geológica ou grupo de formação que contém água e permite que a mesma se movimente em condições naturais e em quantidades significativas. Aquicluda é uma formação geológica que pode conter água, mas sem condições de movimentá-la de um lugar para outro, em condições naturais e em quantidades significativas. Aquitardo é uma formação geológica de natureza semipermeável e transmite água a uma taxa muito baixa.

De acordo com Fagundes (2010) a demanda crescente por água de qualidade e em quantidade suficientes, para suprir as necessidades do homem cotidiano, faz com que a exploração das águas subterrâneas torne-se uma atividade corriqueira. No entanto a exploração desordenada, a poluição do solo e das águas superficiais colocam em risco o manancial subterrâneo.

3.2.1 Avaliação Hidrogeológica - Recarga Subterrânea

A recarga subterrânea é definida como o fluxo descendente de água que atinge o nível freático, somando-se ao armazenamento subterrâneo (LUCAS, 2012). No entanto, a recarga não inclui o fluxo de água vindo de outro sistema subterrâneo adjacente (como o movimento de água de um aquífero não confinado atravessando uma camada confinante até atingir um aquífero subjacente). Lucas (2012) define este tipo de situação como fluxo inter-aquíferos.

A área por onde ocorre o abastecimento do aquífero é chamada zona de recarga, que pode ser direta ou indireta. O escoamento de parte da água do aquífero ocorre na zona de descarga (ANA, 2002).

A zona de recarga direta é aquela onde as águas da chuva se infiltram diretamente no aquífero, através de suas áreas de afloramento e fissuras de rochas subjacentes. Sendo assim, a recarga sempre é direta nos aquíferos livres, ocorrendo em toda a superfície acima do lençol freático. Nos aquíferos confinados, o reabastecimento ocorre preferencialmente nos locais onde a formação portadora de água aflora à superfície.

Já a zona de recarga indireta são aquelas onde o reabastecimento do aquífero se dá a partir da drenagem (filtração vertical) superficial das águas e do fluxo subterrâneo indireto, ao longo do pacote confinante subjacente, nas áreas onde a carga potenciométrica favorece os fluxos descendentes.

As chamadas zonas de descarga são aquelas por onde as águas emergem do sistema, alimentando rios e jorrando com pressão por poços artesianos.

As maiores taxas de recarga ocorrem nas regiões planas, bem arborizadas, e nos aquíferos livres. Nas regiões de relevo acidentado, sem cobertura vegetal, sujeitas a práticas de uso e ocupação que favorecem as enxurradas, a recarga ocorre mais lentamente e de maneira limitada (RABELO, 2006).

A recarga aquífera pode ser abordada sob várias metodologias: I) Métodos Diretos: Balanço hídrico (formulação empírica); Modelos Físicos (balanço entre águas subterrâneas e superficiais); Modelos de circulação da zona saturada (modelos determinísticos); Traçadores (químicos, bacteriológicos, orgânicos e isotópicos). II) Métodos Indiretos (zona saturada): Oscilação Piezométrica; Lei Darcy (BARBOSA e MATTOS, 2008)

Os métodos diretos descrevem a recarga como um mecanismo de percolação da água desde o solo até ao aquífero, entrando com parâmetros como a variação de umidade no solo, evapotranspiração, caudal de escoamento superficial para obter uma estimativa da recarga (BARBOSA e MATTOS, 2008).

Os métodos indiretos utilizam informação piezométrica como indicadores da recarga efetiva, ou seja, sempre que há variações positivas do nível piezométrico estamos perante um episódio de recarga possível de quantificar, desde que se conheçam alguns parâmetros básicos do sistema hidrogeológico, como o Coeficiente de armazenamento (S), o Coeficiente de recessão CR (período de tempo entre o episódio de precipitação e a resposta do aquífero), a Condutividade hidráulica (K) (BARBOSA e MATTOS, 2008).

A água que se infiltra está submetida a duas forças fundamentais: a gravidade e a força de adesão de suas moléculas às superfícies das partículas do solo (força de capilaridade e adsorção). Pequenas quantidades de água no solo tendem a se distribuir uniformemente pela superfície das partículas, pois a força de adesão é mais forte do que a força da gravidade que age sobre esta água (FETTER, 2001).

Chuvas finas e passageiras fornecem somente água suficiente para repor esta umidade do solo. Para que haja infiltração até a zona saturada é necessário primeiro satisfazer esta necessidade da força capilar (FETTER, 2001). Já a quantidade de água adsorvida irá variar de acordo com a mineralogia das partículas do solo.

Assim, abaixo da superfície do terreno, a água contida no solo e nas formações geológicas é dividida verticalmente em duas zonas horizontais, saturada e não saturada, sendo a primeira situada abaixo da superfície freática (Figura 3), caracterizada pelo preenchimento de água em todos os vazios existentes no terreno e a segunda, situa-se entre a superfície freática e a superfície do terreno (Figura 3), e nelas os poros estão parcialmente preenchidos por gases e água.

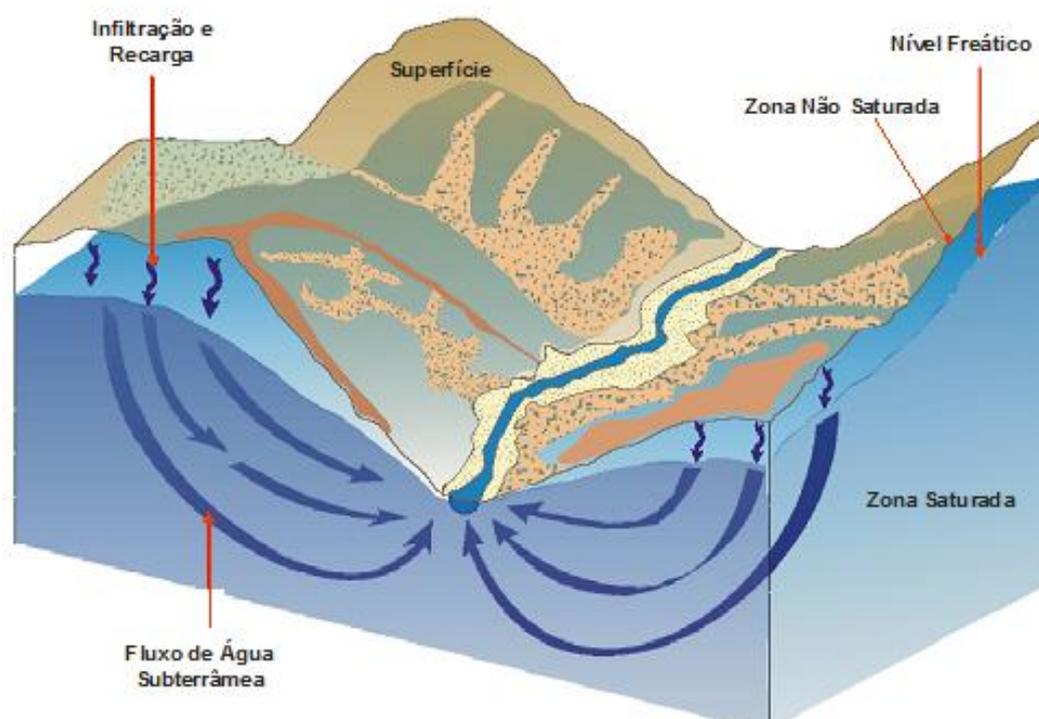


Figura 3 - Relação espacial entre a topografia do terreno e o lençol freático. Notar a superfície mais suavizada do lençol freático e a convergência das linhas de fluxo de água subterrânea (setas).

Fonte: Adaptado de Karmann (2001).

As linhas de fluxo de água subterrânea orientam-se ortogonalmente às linhas equipotenciais (normalmente são subparalelas às curvas de nível), que compõem a superfície potenciométrica dos aquíferos.

Dessa forma, a infiltração e a percolação das águas pluviais através de uma camada de solo ou rocha alterada poluída provocam a migração de uma série de compostos químicos orgânicos e inorgânicos através da zona não-saturada, podendo alguns desses compostos atingirem a zona saturada e, portanto, poluir ou contaminar o aquífero (SANTOS, 2005).

O fluxo das águas subterrâneas, uma vez existente uma fonte de contaminação, transporta seus produtos através de correntes advectivas ao longo de seu deslocamento, gerando assim uma "pluma" poluente. Advecção é o mecanismo de transporte ocasionado pelo fluxo de água; com o deslocamento da água, os contaminantes (solutos) presentes na mesma se movem na direção das linhas de fluxo com uma velocidade que, em princípio, é igual à velocidade média linear da água, sem alterar a concentração na solução (FETTER, 1988).

3.2.2 Poluição das Águas Subterrâneas

O aquífero subterrâneo é alimentado pelas águas pluviais e superficiais, nas zonas de recarga, e ocasionalmente deságuam originando as fontes ou alimentado rios e lagos. A estreita relação entre água subterrânea e superficial, ocasiona que a contaminação de um reflète no outro (SANTOS, 2005).

O solo contaminado por agrotóxico, as águas superficiais contaminadas, vazamentos das tubulações de esgoto e de tanques dos postos de combustíveis, locais de disposição de resíduos, dentre outros, são algumas das fontes de poluição para a água subterrânea. Uma vez contaminado o aquífero, este é de difícil remediação e tratamento, podendo impossibilitar o uso da água para consumo humano.

Todas as atividades humanas geram algum tipo de resíduo, seja doméstico, industrial ou hospitalar, dentre outros. Apresentam variação quantitativa e qualitativa, em função das sazonalidades, poder aquisitivo e hábitos da população, apontando variáveis regionais e as peculiaridades de cada cidade. Nas grandes cidades o volume de resíduo gerado é tão grande que constitui um problema, no que diz respeito, a locais para disposição, e transporte para estes locais (FAGUNDES, 2010).

A contaminação das águas subterrâneas ocorre através da percolação de águas pluviais e outros líquidos gerados pela própria degradação dos resíduos, que por infiltração no solo sob a camada de resíduos atingem o nível d'água.

Em períodos de médias pluviométricas elevadas, o chorume tem sua migração favorecida através da zona não saturada, podendo alguns desses compostos atingirem a zona saturada, portanto poluindo o aquífero e posteriormente as águas superficiais após a pluma de contaminantes alcançar o fluxo de base em rios, ribeirões, córregos e lagoas (SANTOS, 2003).

Portanto, o lixo gerado pela atividade cotidiana dos cidadãos, pelos hábitos de consumo e pela produção industrial é um dos principais problemas vivenciados pelos grandes centros urbanos. Contudo, essa questão também aflige atualmente as cidades de pequeno e médio porte do Brasil, como é o caso do município de Rolândia, principalmente à antiga área destinada ao recebimento final dos resíduos sólidos.

3.2.3 Qualidade das Águas Subterrâneas

A água não é encontrada pura na natureza. Nas várias fases do ciclo hidrológico, ela dissolve ou transporta as impurezas presentes no meio. Na forma de vapor, os gases atmosféricos são misturados e dissolvidos com o vapor d'água e quando precipita tem contato com a superfície dissolvendo substâncias do solo.

Uma parte dessa água forma o escoamento superficial; outra parte infiltra no solo e alimenta os aquíferos. Cada uma adquire características do meio através do qual flui.

O homem utiliza a água como recurso para as mais diversas finalidades como geração de energia, produção de alimentos, desenvolvimento industrial e social, entretanto, não conserva os recursos hídricos de forma a manter a qualidade e a quantidade.

A degradação desses recursos se dá através de vários fatores como o lançamento irregular de esgotos, uso e ocupação do solo de forma inadequada, uso excessivo de agrotóxicos, cemitérios e a disposição inadequada dos resíduos sólidos.

No tocante às águas subterrâneas, sua qualidade está intimamente ligada ao caminho percorrido, por entre o solo e as rochas até o aquífero, as rochas de composição dos aquíferos e a processos biológicos, físicos e químicos resultantes da interação água rocha, durante a percolação e o tempo de contato. São variáveis espaciais e temporais.

A composição química da água subterrânea é dependente da litologia do local do aquífero, uma vez que o tempo de exposição da água à rocha é maior do que para águas superficiais (FAGUNDES, 2010).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2002), devido ao maior contato com os materiais geológicos, baixa velocidade de fluxo e maiores pressões e temperaturas, as águas subterrâneas são geralmente mais mineralizadas do que as superficiais.

Pelas mesmas razões, possui menores teores de sólidos em suspensão e matéria orgânica, esta última devido à ação dos microrganismos presentes no solo. Também, devido as suas condições de circulação, as águas subterrâneas tendem a possuir menor teor de oxigênio dissolvido do que as superficiais.

Nas várias províncias hidrogeológicas estão contidos os diferentes tipos de reservatórios de águas subterrâneas brasileiros. Os sistemas aquíferos resultantes são classificados em: (a) Sistemas Porosos, constituídos das rochas sedimentares; (b) Sistemas Fissurados, constituídos das rochas cristalinas e (c) Sistemas Cársticos, constituídos das rochas carbonáticas fraturadas ou descontínuas devido a processos de dissolução cárstica (LEAL, 2014).

Em geral, os constituintes principais como bicarbonato, cálcio, cloreto e magnésio apresentam-se em concentrações maiores que 5 mg/L, os constituintes menores ou secundários como carbonato, fluoreto e ferro, apresentam-se em concentrações entre 5 e 0,01 mg/L e os elementos traços (metais) apresentam concentrações menores que 0,01 mg/L. Outros fatores, tais como clima, composição da água de recarga e a contaminação antrópica, também interferem na qualidade da água (CETESB, 2007).

A água é considerada o solvente universal, devido à facilidade de reagir com substâncias diversas. A água subterrânea está submetida a maiores pressões e temperaturas, possui contato com minerais dos solos ou rochas e baixa velocidade de escoamento. Essas condições conferem a água suas características físicas, químicas e organolépticas (CETESB, 2007).

No que diz respeito à pureza, o conceito químico difere do potável. A pureza química é dispensável e indesejável, pois a água deve conter gases e substâncias essenciais ao equilíbrio osmótico das células, mesmo sem valor energético (PÁDUA et al., 2006). No processo de contaminação do solo e da água subterrânea, primeiramente o poluente despejado na superfície do solo permeia por uma região insaturada do solo. Com o passar do tempo o poluente forma uma frente de avanço que pode chegar a se acumular na região saturada do solo ou atingir os rios (FAVERO et al., 2007).

3.2.4 Características das Águas

3.2.4.1 Temperatura

As águas subterrâneas têm uma amplitude térmica pequena, isto é, sua temperatura não é influenciada pelas mudanças da temperatura atmosférica. Exceções são os aquíferos freáticos pouco profundos. Em profundidades maiores a temperatura da água é influenciada pelo grau geotérmico local (em média 1°C a cada 30 m). No aquífero Botucatu (Guarani) são comuns temperaturas de 40 a 50°C em suas partes mais profundas. Em regiões vulcânicas ou de falhamentos profundos águas aquecidas podem aflorar na superfície dando origem às fontes termais (PÁDUA et al., 2006).

3.2.4.2 Cor Aparente

A cor é influenciada pela presença de ferro e outros metais, como constituintes naturais nos mananciais ou como produtos da corrosão. A cor varia com o pH da água, sendo mais facilmente removida a valores de pH mais baixos. Define-se cor verdadeira aquela que não sofre interferência de partículas suspensas na água, sendo obtida após a centrifugação ou filtração da amostra. A cor aparente

é aquela medida sem a remoção de partículas suspensas da água (PÁDUA et al., 2006).

Quando pura, e em grandes volumes, a água é azulada. Quando rica em ferro, é arroxeadada. Quando rica em manganês, é negra e, quando rica em ácidos húmicos, é amarelada (PÁDUA et al., 2006).

Os sólidos dissolvidos são os principais responsáveis pela coloração das águas. Os mesmos podem ser de origem natural, como matéria orgânica em decomposição e os minerais das rochas, também podem ter origem antropogênica, como os esgotos domésticos e industriais. A cloração da água contendo matéria orgânica dissolvida pode gerar produtos potencialmente cancerígenos (VON SPERLING, 1996).

3.2.4.3 Turbidez

Segundo Piveli e Kato (2006) turbidez de uma água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas e de detritos orgânicos. Um dos fatores que aumenta a turbidez em águas de rios são as enxurradas, consequência de chuvas intensas.

Os sólidos em suspensão são os constituintes responsáveis pela turbidez, podem ter origem natural (rocha, argila e silte) ou antropogênica (despejos industriais e domésticos, microorganismos e erosão), também ocorre que microorganismos patogênicos se refugiam nos sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

3.2.4.4 pH – Potencial Hidrogeniônico

O pH é um dos parâmetros ambientais mais importantes e difíceis de interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela dissociação do ácido carbônico,

gerando valores baixos de pH (ácido) e das reações de íons carbonato e bicarbonato que elevam os valores de pH para alcalinos (FAGUNDES, 2010).

O pH é essencialmente uma função do gás carbônico dissolvido e da alcalinidade da água. Os valores de pH determinados em laboratórios estão sempre alterados, em geral mais altos que a realidade, em função de fugas de gases, oxidações e/ou reduções e variações de temperatura, a que estão sujeitas às amostras de água durante a sua coleta, armazenamento e transporte (FEITOSA et al., 2008).

Os principais constituintes responsáveis pelo pH apresentam-se como gases e sólidos dissolvidos de origem natural, como rochas, absorção dos gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, ou de origem antropogênica como os despejos industriais e domésticos. Valores de pH afastados da neutralidade afetam a vida aquática, o equilíbrio de compostos químicos e quando elevados possibilitam a proliferação de algas e a precipitação de metais (VON SPERLING, 2005).

3.2.4.5. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Por convenção diz-se que as partículas de menores dimensões, capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado correspondem aos sólidos dissolvidos, enquanto que as de maiores dimensões, retidas pelo filtro são considerados sólidos em suspensão.

De maneira geral, são considerados como sólidos dissolvidos aqueles com dimensão inferior a 10^{-3} μm , geralmente correspondem a sais e a matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

Nos estudos de controle de poluição das águas naturais e principalmente nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, as determinações dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos resultam em um quadro geral de distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação a natureza (fixos ou voláteis e minerais ou orgânicos). Este quadro não é definitivo para se entender o comportamento da

água em questão, mas constitui-se uma informação preliminar importante (PIVELI e KATO, 2006).

3.2.4.6 Condutividade elétrica (CE)

Condutividade elétrica é a medida da facilidade de uma água conduzir a corrente elétrica e está diretamente ligada com o teor de sais dissolvidos sob a forma de íons. A condutividade aumenta com a elevação da temperatura (FEITOSA et al., 2008).

A condutividade elétrica da água depende da quantidade de sais dissolvidos, sendo aproximadamente proporcional à sua quantidade. A determinação da condutividade elétrica permite estimar de modo rápido a quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) presentes na água.

Para valores altos de STD, aumenta a solubilidade dos precipitados de alumínio e ferro e também a formação e precipitação do carbonato de cálcio, causando corrosão (PÁDUA et al., 2006).

Considerando que a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica é função da concentração dos íons presentes, é de se esperar que em soluções de maior concentração iônica, maior será a condutividade elétrica. Por outro lado, em águas muito puras ocorre fenômeno inverso, maior será a resistência e menor a condutividade (ESTEVES, 1998).

O pH da amostra pode ter grande influência sobre os valores de condutividade elétrica. Especialmente em águas pobres em sais solúveis e de baixos valores de pH (<5), o íon H^+ torna-se o principal responsável pelos valores de condutividade elétrica.

Caso semelhante ocorre também com o íon OH^- em águas muito alcalinas (pH >9). Assim em amostras cujos valores de pH se localizam em faixas extremas, os valores de condutividade elétrica são devidos, em grande parte, a elevadas concentrações de poucos íons em solução, como o H^+ e o OH^- (ESTEVES, 1998).

3.2.4.7 Amônia

A amônia é resultante tanto da decomposição aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por microorganismos heterotróficos. Quando se encontra referências sob a concentração de “amônia”, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) (ESTEVES, 1998).

O amônio também pode ser encontrado na forma não dissolvida, como hidróxido de amônio (NH_4OH). A relação entre amônio e hidróxido de amônio, no meio, é função principalmente do pH. Em casos de pH 6 a relação amônio/hidróxido de amônio é de 3000:1; em pH 7, 300:1; em pH 8, 30:1 e em pH 9.5, 1:1 (ESTEVES, 1998).

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, por exemplo, influenciam a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que para oxidar 1,0 miligrama do íon amônio são necessários cerca de 4,30 miligramas de oxigênio.

Em condições naturais a concentração de amônia atinge muito raramente, níveis letais. Para ocorrer estes níveis devem ocorrer simultaneamente elevados valores de pH e temperatura e baixos valores de oxirredução (ESTEVES, 1998).

Em cursos d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum lançamento de esgoto a montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na forma de nitrato, sendo que as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas (VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio, por seguir um ciclo que o conduz à mineralização total. Na forma de nitrito permite avaliar o grau e a distância de uma poluição pela quantidade e forma de apresentação dos derivados nitrogenados. Independentemente, de sua origem, que também pode ser mineral, os nitratos presentes na água em quantidade maiores provocam em crianças o estado mórbido denominado cianose ou metemoglobinemia (BRAGA et al., 2005).

3.2.4.8 Nitrato e Nitrito

O nitrogênio perfaz cerca de 80 por cento do ar que respiramos. Como um componente essencial das proteínas ele é encontrado nas células de todos os organismos vivos. Nitrogênio inorgânico pode existir no estado livre como gás, nitrito, nitrato e amônia. Com exceção de algumas ocorrências como sais evaporíticos, o nitrogênio e seus compostos não são encontrados nas rochas da crosta terrestre.

O nitrogênio é continuamente reciclado pelas plantas e animais. Nas águas subterrâneas os nitratos ocorrem em teores em geral abaixo de 5mg/L. Nitritos e amônia são ausentes, pois são rapidamente convertidos a nitrato pelas bactérias (ARAUJO,2006).

Pequeno teor de nitrito e amônia é sinal de poluição orgânica recente. Segundo o padrão de potabilidade da OMS, uma água não deve ter mais do que 10mg/L de $N-NO^{-3}$.

No sistema digestivo o nitrato é transformado em nitrosaminas, que são substâncias carcinógenas. Crianças com menos de três meses de idade possuem, em seu aparelho digestivo, bactérias que reduzem o nitrato a nitrito. Este se liga muito fortemente a moléculas de hemoglobina, impedindo-as de transportarem oxigênio para as células do organismo (FINEZA, 2008).

O desenvolvimento da metemoglobinemia a partir do nitrato nas águas potáveis depende da sua conversão bacteriana para nitrito durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal. As crianças pequenas, principalmente as menores de 3 meses de idade, são bastante susceptíveis ao desenvolvimento desta doença devido às condições mais alcalinas do seu sistema gastrointestinal, fato também observado em pessoas adultas que apresentam gastroenterites, anemia, porções do estômago cirurgicamente removidas e mulheres grávidas (ALABURDA E NISHIHARA, 1998).

De acordo com Alaburda e Nishijara (1998) o nitrito, quando presente na água de consumo humano, tem um efeito mais rápido e pronunciado do que o nitrato. Se o nitrito for ingerido diretamente, pode ocasionar metemoglobinemia independente da faixa etária do consumidor.

3.2.4.9 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é o elemento principal no metabolismo dos microrganismos aeróbios que habitam as águas naturais, sendo indispensável também para outros seres vivos, especialmente os peixes, onde a maioria das espécies não resiste a concentrações de oxigênio dissolvido na água inferiores a 4,0 mg/L. É, portanto, um parâmetro de extrema relevância na classificação das águas naturais. No IQA (índice de qualidade de águas) utilizado no Estado de São Paulo pela CETESB, a concentração de oxigênio dissolvido é um parâmetro que recebe uma das maiores ponderações (GONÇALVES et al.,2009).

O oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção do equilíbrio no ambiente aquático. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do OD nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução de sua concentração no meio.

Em águas subterrâneas, ocorre depleção do oxigênio, visto que não existe contato com o ar e que o O_2 é consumido na decomposição de material biológico abundante. Sob tais condições anaeróbicas, os elementos químicos existem em suas formas mais reduzidas: carbono como metano (CH_4); enxofre como gás sulfídrico (H_2S); nitrogênio como amônia não ionizável (NH_3) e amônio (NH_4^+) e o ferro como Fe_2^+ solúvel (GONÇALVES et al.,2009).

3.2.4.10 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial.

A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais. A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a $DBO_{5,20}$ para observar a biodegradabilidade de despejos. Sabe-se que o poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que o que resulta mediante a ação de microrganismos, exceto raríssimos casos como

hidrocarbonetos aromáticos e piridina. Desta forma, os resultados da DQO de uma amostra são superiores aos de $DBO_{5,20}$. Como na $DBO_{5,20}$ mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais biodegradável será o efluente.

3.3 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA ÁREA DE ESTUDO

Os estudos do meio físico do local, ou seja, um estudo que busque o esclarecimento de como se dá a dinâmica de seus elementos é essencial para a compreensão da influência que o antigo lixão de Rolândia exerce sobre o meio ambiente. Dentre esses elementos destacam-se o clima, a geomorfologia, os solos e a hidrogeologia.

3.3.1 *Clima*

De acordo com Santos (2003), as condições médias da atmosfera que identificam o clima de uma dada região são definidas segundo a situação geográfica de localização em relação ao planeta. Portanto, situado no Hemisfério Sul e cortado pela linha do trópico de capricórnio, o estado do Paraná sofre influências de alguns fatores macroclimáticos, que lhe garantem o predomínio do clima subtropical.

Segundo a classificação de Köppen (apud Nimer, 1989) Cfa é o tipo climático predominante em todo norte, oeste e sudoeste paranaense, em altitudes normalmente inferiores a 850-900 metros. Abrange neste caso a área pesquisada.

Predominantemente, as temperaturas médias do norte paranaense são relativamente altas, com índices superiores a 22°C nos meses de verão e dificilmente inferiores a 18°C nos meses mais frios, enquanto que a precipitação média anual na região varia de 1500mm a 1700mm (NIMER, 1989).

3.3.2 Geomorfologia

Segundo Maack (1981), as formas no relevo do estado do Paraná possui as atuais características devido às ações predominantes dos sistemas hidrográficos, movimentos e pirogênicos e tectônicos e pela influência das alterações do clima. Para o autor, o relevo paranaense pode ser agrupado em cinco regiões orográficas distintas: Litoral, Serra do Mar, Primeiro Planalto, Segundo Planalto e Terceiro Planalto.

O norte paranaense, no qual envolve a área de estudo, possui evolução geomorfológica disposta por toda a bacia sedimentar do Paraná, inserida no Terceiro Planalto Paranaense, onde se desenvolve a estrutura geomorfológica das Cuestas Areníticas Basálticas.

Na região do antigo lixão de Rolândia o relevo é ondulado a suavemente ondulado, com vales pouco entalhados e vertentes longas e com baixa declividade. Com cotas topográficas variando entre 660 e 720 metros acima do nível do mar, a conformação topográfica da área de estudo possui inclinação suave no sentido W-E, obedecendo à drenagem do Ribeirão Vermelho, cujo sentido SW-NE obedece por sua vez, a drenagem do rio Paranapanema, do qual é afluente direto, constituindo ambas parte da Bacia do Rio Paraná (SANTOS, 2003).

3.3.3 Solo

O Latossolo Vermelho e o Nitossolo são as principais formações pedológicas encontradas na região do município de Rolândia (EMBRAPA 1999), Além disso, de modo geral, os solos na região em questão apresentam-se normalmente profundos, pouco suscetíveis à erosão.

O Latossolo Vermelho é um dos mais importantes solos do ponto de vista agrícola pela fertilidade natural apresentada. Sua coloração caracteriza-se pelo vermelho fosco, ou mesmo bruno avermelhado e quando umedecida parece tornar-se arroxeadas.

Suas características morfológicas apresentam poucas variações, fazendo com que os diversos horizontes se apresentem poucos individualizados e difusos (EMBRAPA 1999). O Latossolo Vermelho é formado quase que completamente da rocha mãe (basalto) e constituído de grandes quantidades de ferro hidratado, dando-lhe a característica de coloração bastante escura.

Segundo Stipp (2002), o Latossolo Vermelho apresenta teor de argila superior a 60%, portanto, tem textura muito argilosa, consistência muito friável, é poroso e acentuadamente drenado. A textura constitui a fase mineral sólida do solo e mede, em porcentagem, as proporções de argila, silte e areia.

O Nitossolo possui coloração e textura que se assemelha ao Latossolo Vermelho, sendo que sua importância para a agricultura é a mesma. Possui estrutura subangular bem desenvolvida. Este solo tem por características principais o B textural (argiloso), cerosidade no horizonte B e quando molhado se torna plástico e pegajoso (STIPP, 2002).

3.3.4 Geologia

A área de estudo está inserida geologicamente nos limites da Bacia Sedimentar do Paraná, uma extensa depressão deposicional situada no centro-leste da América do Sul, abrangendo uma área de 1.600.000 Km², sendo que sua maior extensão encontra-se no território Brasileiro (PETRI e FÚLVARO,1983).

A Bacia do Paraná apresenta a forma aproximada de uma elipse aberta para sudoeste. No estado do Paraná, as rochas pertencentes à Bacia apresentam inclinação homoclinal de cerca de 3^o em direção ao oeste (calha do Rio Paraná), sua porção mais deprimida. Sua forma superficial côncava deve-se ao soerguimento flexural no final do mesozóico, denominado Arqueamento de Ponta Grossa.

As extensas deformações estruturais tais como arcos, flexuras, sinclinais e depressões, posicionadas ao longo das margens da bacia, são classificadas como arqueamentos marginais, arqueamentos interiores e embaciamentos (PETRI e FÚLVARO,1983).

O arco de Ponta Grossa, estruturalmente, possui importante influência na separação de regiões na bacia sedimentar do Paraná onde as taxas de subsidência

e soerguimento apresenta valores diversos, ocasionando diferentes ambientes de sedimentação.

Petri e Fúlfaro (1983) ressaltam a importância dos grandes alinhamentos estruturais, a maioria com direção NW/EW, os quais influenciaram ao longo da história evolutiva da bacia, as áreas de maior subsidência e conseqüentemente, com maior sedimentação. Estes alinhamentos influenciaram ainda o magmatismo que afetou a bacia.

Nos períodos Jurássico e Cretáceo, iniciou-se uma verdadeira atividade vulcânica, caracterizando esse tempo geológico como a Reativação Wealdeneana (IBGE, 1997). Tratava-se de erupções magmáticas do tipo de fissuras que cobriram grande parte da Bacia do Paraná.

Segundo Petri e Fúlfaro (1983), as espessuras totais alcançam mais de 1500 metros, em outros locais como na região limítrofe entre o Rio Grande do Sul e Uruguai – Argentina os derrames não ultrapassam espessuras de 50 metros, o que indica que esta região estava mais distante dos locais de efusão.

As atividades tectono-magmáticas que ocorreram durante o Mesozóico afetaram os demais compartimentos geológicos da Bacia do Paraná provocando inclusive uma certa reativação do Arco de Ponta Grossa através da intrusão de inúmeros diques de diabásio.

O município de Rolândia assenta-se sobre a Formação Serra Geral pertencente ao Grupo São Bento. Compreende ainda esse Grupo as formações Botucatu e Pirambóia, porém sem a ocorrência de afloramentos na região de estudo.

O magmatismo da Serra Geral recobre mais de 1.200.000 km² abrangendo os estados do centro sul do Brasil bem como parte do Uruguai, Argentina e Paraguai.

A Formação Serra Geral é composta principalmente por rochas vulcânicas básicas, toleíticas, de textura afanítica, coloração cinza e negra, amigdaloidal nos topos dos derrames, grande desenvolvimento de juntas verticais e horizontais com intrusões alcalinas, pequenas lentes de arenito e com o manto de intemperismo muito pouco presente em algumas localidades, até cerca de 30 metros nas regiões mais elevadas topograficamente. (Schneider et al, 1974). Portanto, os principais tipos litológicos são o basalto, riocacito e riolito.

Na área de estudo a análise de fotografias aéreas na escala 1:25000 revelou a presença de diversos lineamentos estruturais de falhas e/ou fraturas com o

direcionamento principal no sentido SW-NE, acompanhando trechos do Ribeirão Três bocas e seus afluentes, e também alinhamentos S-N subordinados a drenagem do ribeirão Vermelho (SANTOS, 2003).

Os levantamentos dos lineamentos estruturais da área de estudo são de extrema importância, pois as águas do aquífero freático alimentam o fluxo de base dos rios ou infiltra-se a maiores profundidades alimentando a recarga do Aquífero Serra Geral condicionado em fraturas e/ou falhamentos (SANTOS, 2003).

Dessa forma, essa recarga possibilita a migração de contaminantes pela zona de fraturamento prejudicando a qualidade das águas subterrâneas desse sistema aquífero, hoje muito explorado por poços tubulares na região dos domínios dos basaltos da Formação Serra Geral.

3.3.5 Hidrogeologia

Segundo Celligoi et al., (2001) na grande área estudada existem duas formas de ocorrência de água subterrânea: o aquífero freático e o sistema aquífero Serra Geral.

O aquífero freático, representado aqui pelas camadas de solo e rocha alterada, pelas suas características geológicas de sedimentos argilosos, constitui-se em um meio poroso heterogêneo, geralmente pouco espesso e com baixa profundidade do nível saturado.

Este aquífero tem características essenciais de aquífero livre, ou não-confinado. Dessa forma, a recarga se dá diretamente a partir de águas pluviais nas áreas mais elevadas topograficamente, aumentando os riscos em relação à contaminação ou poluição das águas subterrâneas.

Ao contrário dos sistemas aquíferos sedimentares, os quais possuem uma certa homogeneidade física, o sistema Serra Geral, pelas suas características litológicas de rochas cristalinas, se constitui em um meio aquífero de condições hidrogeológicas heterogêneas e anisotrópicas.

Dessa forma, o modo de ocorrência da água subterrânea fica restrito às zonas de discontinuidades das rochas, as quais se constituem principalmente em estruturas tectônicas do tipo fratura e/ou falhamento.

Todo esse sistema de fluxo, todavia, pode ser consideravelmente modificado por intermédio de estruturas tectônicas rúpteis regionais, como fraturamentos e falhamentos, bem como intrusões magmáticas - diques e sills, os quais podem alterar as condições hidrogeológicas originais.

Para este trabalho a ênfase será dada ao aquífero freático, uma vez que este é mais suscetível à contaminação pela migração do lixiviador através da zona não saturada, liberado pela decomposição dos resíduos dispostos no antigo lixão de Rolândia.

4 METODOLOGIA

O tipo de pesquisa selecionada para a execução deste estudo foi a descritiva bibliográfica, de campo e a experimental. O estudo das águas subterrâneas dos poços de monitoramento do antigo lixão de Rolândia consistiu em um período de aproximadamente 12 meses de monitoramento dos níveis de água subterrânea e de análises hidroquímicas.

O sistema de monitoramento tem o papel de acusar a influência de uma determinada fonte de contaminação na qualidade da água subterrânea. As amostragens são efetuadas num conjunto de piezômetros ou poços de monitoramento distribuídos estrategicamente, nas proximidades da área de disposição do resíduo, oferecendo assim subsídios para o diagnóstico da situação.

A localização estratégica e a construção racional dos piezômetros ou poços para o monitoramento, aliadas a métodos eficientes de coleta, acondicionamento e análise de amostras, permitem resultados bastante precisos sobre a influência do método de disposição dos resíduos, na qualidade da água subterrânea (CETESB, 1999).

Para o alcance dos objetivos propostos para o presente trabalho, planejou-se o cumprimento de etapas fundamentais das quais se destacam: a análise e o conhecimento da hidrogeologia e um estudo do comportamento das águas subterrâneas locais que permitiram caracterizar a influência do lixão sobre o aquífero freático nas suas adjacências.

A análise dos resultados foi abordada a partir de perspectivas ambientais relacionadas à problemática da disposição final irregular de resíduos sólidos urbanos e seus impactos ambientais, especialmente sobre as águas subterrâneas.

Além disso, o trabalho envolveu o intenso levantamento bibliográfico relativo à temática da pesquisa, seguido de leitura, reflexão e discussão do referencial teórico focando autores que discutem a questão dos resíduos, sua definição, classificação e sua influência sobre o meio ambiente e a qualidade de vida.

4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Rolândia-PR está localizado na Microrregião Geográfica de Londrina, no Terceiro Planalto Paranaense, onde afloram as rochas vulcânicas basálticas da Formação Serra Geral. A área total do município compreende 467,31 km², altitude média de 730 metros e limita-se ao norte com Jaguapitã e Cambé, ao oeste com Pitangueiras e Sabáudia, ao sul com Araongas e a leste com Cambé (Figura 4).

A área de pesquisa localiza-se na área do perímetro urbano da cidade de Rolândia, mais precisamente na porção norte do município à vertente esquerda do ribeirão Vermelho (Figura 4). O local de estudo foi durante 60 anos o destino final da coleta pública de resíduos sólidos urbanos do Município de Rolândia, antes de sua desativação em abril de 2002.

A área de estudo está inserida geologicamente nos limites da Bacia Sedimentar do Paraná, uma extensa depressão deposicional situada no centro-leste da América do Sul, abrangendo uma área de 1.600.000 Km², sendo que sua maior extensão encontra-se no território Brasileiro (PETRI E FÚLFARO, 1983). Segundo Milani (2004) a atual forma da Bacia do Paraná foi definida por fenômenos geotectônicos durante o Mesozóico e o Cenozóico; a bacia apresenta limite erosivo ao longo da maior parte de seu perímetro, totalizando aproximadamente 5.500 km.

O município de Rolândia assenta-se sobre a Formação Serra Geral pertencente ao Grupo São Bento. Compreende ainda esse Grupo as formações Botucatu e Pirambóia, porém sem a ocorrência de afloramentos na região de estudo.

A Formação Serra Geral é composta principalmente por rochas vulcânicas básicas toleíticas e andesitos basálticos, ocorrendo subordinadas quantidades de riolitos e riolitos; apresenta textura afanítica e coloração cinza e negra. O topo dos derrames é geralmente amigdaloidal, apresentando grande desenvolvimento de juntas verticais e horizontais com intrusões alcalinas e de pequenas lentes de arenito. Essas rochas apresentam datações de cerca de 130 M.a. (Eo-Cretáceo) (MILANI, 2004).

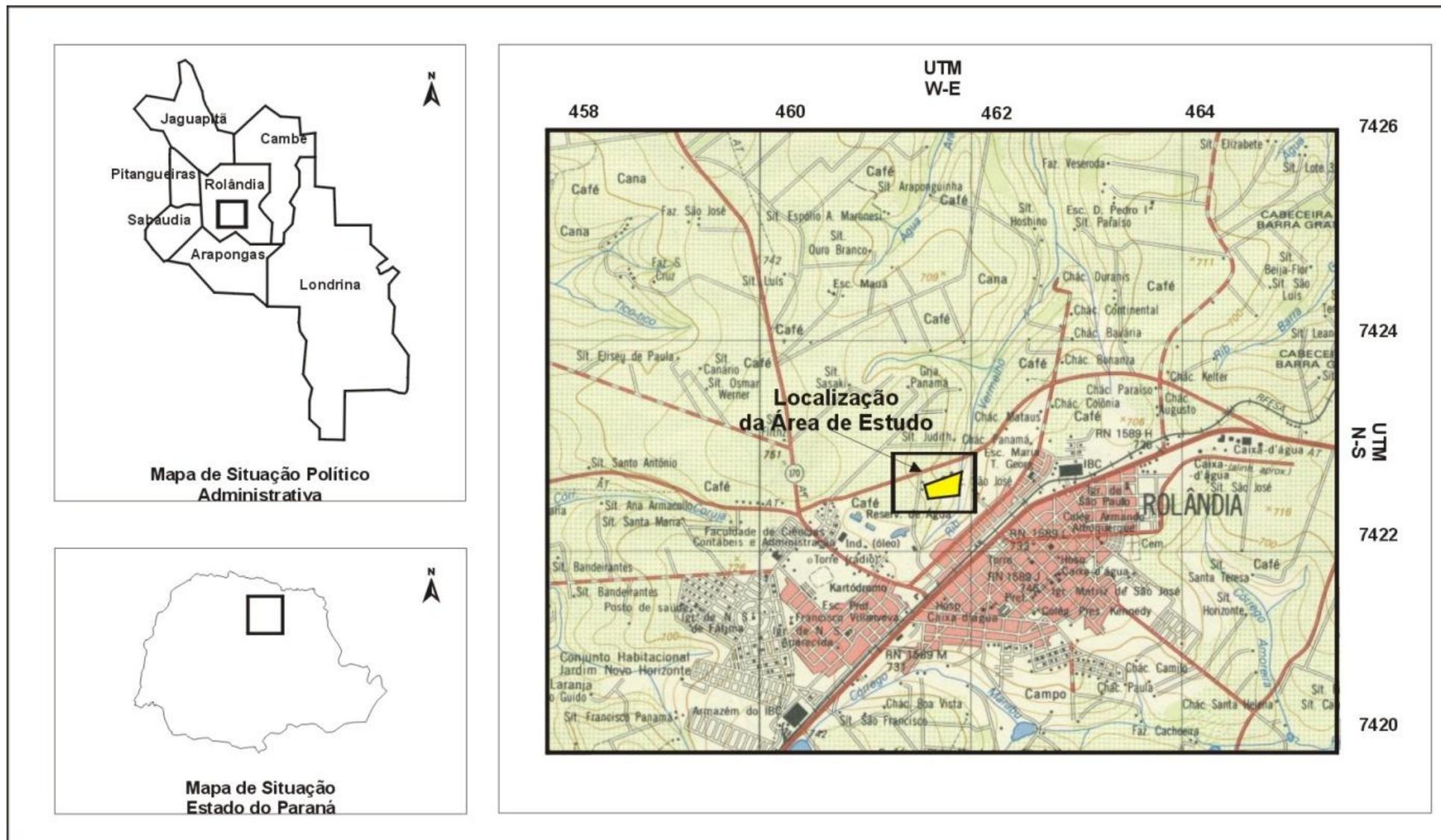


Figura 4 - Mapa de localização da área de estudo, em destaque o antigo lixão de Rolândia
 Fonte: SANTOS (2003).

4.2 MONITORAMENTO DO NÍVEL FREÁTICO

O monitoramento dos níveis de água subterrânea foi realizado a partir de três poços (P1, P2 e P3) instalados na área de estudo durante o processo de encerramento do lixão (Figura 5). Este monitoramento forneceu dados sobre as condições de equilíbrio do aquífero freático à jusante do antigo lixão de Rolândia em termos de evolução temporal potenciométrica, e a resposta dos níveis piezométricos frente aos volumes de recarga/infiltração direta nos períodos de chuva que ocorreram ao longo desses 11 meses.



Figura 5 - - Pontos de monitoramento de água subterrânea instalados na área de estudo. a) P1 – poço de monitoramento 1; b) P2– poço de monitoramento 2 e c) P3– poço de monitoramento 3. Fonte: Autor (2013).

Os critérios técnicos dos três poços foram: (esquema na Figura 6 e Quadro

1):

- Método de Perfuração: Rotopneumática.
- Empresa executora: GEOPOÇOS – Poços Artesianos.
- Equipamento de Perfuração: Sonda Perfuratriz Percussora.
- Perfuração: Em solo e rocha alterada: \varnothing 8 “.
- Revestimento: a) Tubos lisos: PVC Geomecânico \varnothing 4” b) Tubos filtros: PVC Geomecânico \varnothing 4” .

- Complementação: Preenchimento do espaço anelar com pré-filtro de granulometria entre 1 e 2 mm. Selo sanitário feito por bentonita e cimento na porção superior. Tubo de boca de PVC com \varnothing de 8”.

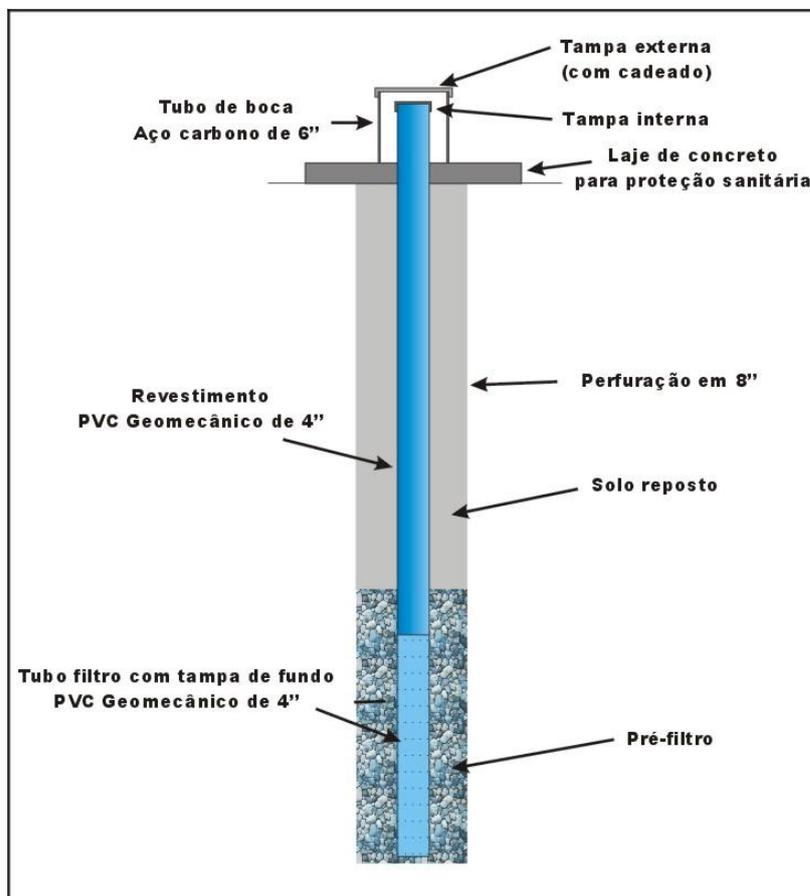


Figura 6– Esquema de construção dos poços de monitoramento.
Fonte: Santos (2003).

Poço	Profundidade (m)	Filtro (m)
P1	14.00	2.00
P2	11.50	4.00
P3	7.50	4.00

Quadro 1 - Especificações dos poços de monitoramento.
Fonte: Geopoços – poços artesanais LTDA. Santos(2003)

Esta atividade teve por meta o acompanhamento regular da evolução dos níveis estáticos subterrâneo dos poços monitoramento localizados à jusante do

antigo lixão de Rolândia, utilizando-se para essa finalidade o medidor de nível d'água elétrico.

Tal equipamento possui uma sonda com um sensor na ponta de uma fita graduada em milímetros, que, ao tocar à água utiliza de seus os para fechar um circuito ativando um indicador sonoro/luminoso. A Figura 7 apresenta o medidor de nível utilizado no monitoramento dos piezômetros - Modelo: HSNA-100, da HS Hidrosuprimentos.

As medições do nível de água subterrânea foram efetuadas durante o período de Agosto de 2013 à Julho de 2014, totalizando em um monitoramento de 11 meses. Durante este período, quinzenalmente aconteceram as visitas de campo para coleta de dados, inspeção, checagem e verificação dos equipamentos, a fim de garantir a imediata atualização das informações e o perfeito funcionamento das estações de controle, como demonstra a Figura 8.



Figura 7 - Medidor de nível d'água
Fonte: Autor (2013).



**Figura 8 - Medição do nível de água subterrânea no poço P3.
Fonte: Autor (2013).**

4.3. RECARGA AQUÍFERA E O MONITORAMENTO QUANTITATIVO DO NÍVEL FREÁTICO

O regime pluviométrico é um dos principais fatores que influenciam na taxa de degradação dos resíduos e a produção do percolado, e a consequente poluição dos aquíferos adjacentes aos lixões. Além disso, as chuvas influenciam diretamente o comportamento do nível freático local associado ao volume de infiltração que efetivamente chega ao lençol freático em forma de recarga aquífera.

A partir dos dados dos níveis freáticos monitorados nos três poços a jusante do antigo lixão de Rolândia ao longo do período de Agosto de 2013 à Julho de 2014, e dos valores diários de precipitação fornecidos pelo Instituto Agronômico do Paraná - IAPAR (2014), houve o cruzamento destes dados no programa *Microsoft Office Excel 2007* com a finalidade de quantificar o volume total de chuvas e avaliar os

aspectos relacionados à recarga do aquífero freático local a partir do monitoramento da variação dos níveis na área em estudo.

4.4 ENSAIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (*IN SITU*)

Na área de estudo ocorrem dois meios diferenciados, que fornecem diferentes condutividades hidráulicas. O primeiro é o solo alterado proveniente do intemperismo das rochas basálticas e que apresenta comumente baixa permeabilidade na zona não saturada, onde foram executados ensaios em nível constante; e um segundo meio, caracterizado por apresentar alta permeabilidade hidráulica devido à existência do perfil saprolítico onde, por sua vez, foram executados ensaios em nível variável na zona saturada.

Os ensaios em nível constante (zona não saturada) são realizados através da manutenção do nível de água, em furo de sondagem, poço ou trincheira, com posição constante ao longo de toda duração do ensaio. Esse nível de água pode ser estabelecido de duas formas:

- através da introdução de água (ensaios de infiltração) – neste caso é aplicada uma carga (constante), medindo-se a vazão injetada necessária para manter tal nível constante;
- através de retirada de água (ensaios de bombeamento) – neste caso, o aquífero é descarregado, medindo-se a vazão bombeada necessária para manter constante o nível rebaixado.

Nos ensaios em nível variável, o nível de água natural é alterado para uma posição que se pode denominar nível inicial do ensaio. A tendência do nível de água voltar à posição original é acompanhada ao longo do tempo de ensaio. O nível inicial pode ser estabelecido também por duas formas:

- através da introdução de água (ensaios de rebaixamento) e medindo-se em seguida sua velocidade de rebaixamento;
- através de retirada de água (ensaios de recuperação) e medindo-se em seguida a velocidade de recuperação.

Na área de estudo foram realizados dois tipos de ensaios de permeabilidade hidráulica: o Guelph (nível constante), realizado em meio não-saturado; e o *slug*

teste (nível variável - em meio saturado), para o primeiro, a execução dos ensaios foram realizados pela primeira vez *in situ*, para a segunda determinação serão utilizados os resultados obtidos por Santos (2003), executados à época da pesquisa, ambas as determinações são regidas pela lei de Darcy e serão tratados a seguir.

4.4.1 Lei de Darcy

Segundo Dourado (2003), em 1856 o engenheiro hidráulico Henry Darcy demonstrou por meio de uma série de experimentos a relação da existência entre o fluxo de água que atravessa uma camada poroso e o gradiente hidráulico, dando origem ao conceito de condutividade hidráulica.

Segundo esses experimentos, a velocidade de descarga de um fluido através de um meio poroso varia linearmente com o gradiente hidráulico seguindo uma constante de proporcionalidade, denominada como condutividade hidráulica (FEITOSA e MANOEL FILHO, 2000; DOURADO, 2003). Com isso, tornou-se possível aplicar os princípios da termodinâmica aos meios porosos, inclusive a equação de continuidade.

Nesse sentido, Feitosa e Manoel Filho (2000) destacam que a energia mecânica de um líquido em movimento pode ser descrita como o somatório das energias cinética, potencial gravitacional e de pressão, admitindo-se a energia mecânica como potencial hidráulico, tem-se a equação 1:

$$\phi = g \cdot z + \frac{P}{\rho} \quad (1)$$

Dourado (2003) definiu potencial hidráulico como uma grandeza, que pode ser medida em qualquer ponto do escoamento, cujas propriedades são tais que o escoamento sempre ocorre do ponto com maior potencial para o menor potencial, independente da direção no espaço. A pressão é dada pela equação 2:

$$P = P_0 + \rho \cdot g \cdot (h - z) \quad (2)$$

Como P_0 é a pressão atmosférica e, portanto, nula tem-se a equação 3:

$$\phi = g \cdot z + \frac{\rho \cdot g \cdot (h - z)}{\rho} = g \cdot z + g \cdot (h - z) = g \cdot z + g \cdot h - g \cdot z \quad (3)$$

Portanto, o potencial hidráulico em qualquer ponto do fluido é o produto da carga hidráulica (h) pela aceleração da gravidade (g). Como a aceleração gravitacional é praticamente constante por todo o globo, ϕ e h são relacionáveis e a carga hidráulica pode ser considerada como um potencial, física e matematicamente. Dessa forma, igualando as equações (1) e (3), obtém-se a expressão da carga hidráulica apresentada na equação 4:

$$h = z + \frac{P}{\gamma} \quad (4)$$

Logo, a carga hidráulica é representada pela soma de duas parcelas: a cota ou elevação (z) e a carga de pressão ($\frac{P}{\gamma}$), em metros de coluna d'água. Ou seja, no caso de aquíferos não confinados, a carga na superfície livre é o próprio nível d'água ($h = z$), pois a pressão P é nula, por ser a pressão atmosférica. No caso de aquíferos confinados, a carga superior (tomada como referência) é dada pela carga de pressão ($\frac{P}{\gamma}$), que é correspondente à altura em que a água se elevaria, acima do topo do aquífero, se um poço fosse perfurado (FEITOSA e MANOEL FILHO, 2000).

As unidades mais comumente utilizadas para condutividade hidráulica (K) são: cm/s, m/s ou m/d.

A obtenção da condutividade hidráulica possibilita o cálculo da velocidade linear média, tal velocidade é regida diretamente pela Lei de Darcy, na equação 5:

$$V_x = \frac{-K}{n_e} \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (5)$$

Onde: V_x : velocidade linear média

K : condutividade hidráulica

n_e : porosidade efetiva

$\Delta h/\Delta l$: gradiente hidráulico

4.4.2 Condutividade hidráulica em meio não saturado

O Permeâmetro *Guelph*, modelo 2800, foi utilizado na determinação expedida da condutividade hidráulica *in situ* na zona não saturada (Figura 9).



**Figura 9- Realização do ensaio de infiltração *in situ* utilizando o Permeâmetro *Guelph*.
Fonte: Autor (2014).**

Em ensaios de nível constante, o volume de água que se infiltra no solo por unidade de tempo (taxa de infiltração) se torna constante depois de determinado tempo de estabilização. As características e dimensões do "bulbo" de saturação de água, uma vez atingida à condição de estabilidade, variam com as características do solo ensaiado. O conhecimento do valor da taxa de infiltração, associado às dimensões do furo e da altura da coluna de água em seu interior, permite o cálculo da condutividade hidráulica *in situ*, através da seguinte expressão, segundo Soil Moisture Corp.(1987):

$$K = [(0,0041)(X)(R_2) - (0,0054)(X)(R_1)] \quad (6)$$

ou

$$K = [(0,0041)(Y)(R_2) - (0,0054)(Y)(R_1)]$$

Onde:

K – Condutividade hidráulica, em cm/s;

R1; R2 – Taxas de infiltração estabilizadas correspondentes a H1 e H2 respectivamente, em cm/s;

X; Y – Constantes correspondentes à área do tubo (reservatório de água) utilizado, em cm²;

0.0041 e 0,0054 – Valores adimensionais que podem ser obtidos através da fórmula:

$$G_2 = \frac{H_1 C_2}{\pi[2H_1 H_2 (H_2 - H_1) + a^2 (H_1 C_2 - H_2 C_1)]} \quad (7)$$

$$G_1 = G_2 \frac{(H_2 C_1)}{(H_1 C_2)}$$

Onde:

H1; H2 - Níveis de água no furo correspondentes à primeira leitura (5 cm) e à segunda leitura (10 cm), respectivamente;

C - Coeficiente de proporcionalidade que depende principalmente do tipo de solo existente no local de ensaio.

No modelo semianalítico e numérico para a estimativa de K, algumas condições estão implicitamente assumidas:

- meio poroso rígido, homogêneo e isotrópico;
- fluxo constante (*steady state flow*);
- semiespaço infinito.

4.4.3 Condutividade hidráulica em meio saturado

Nos ensaios em nível variável, o nível de água natural é alterado para uma posição que se pode denominar nível inicial do ensaio. A tendência do nível de água

voltar à posição original é acompanhada ao longo do tempo de ensaio. O nível inicial pode ser estabelecido também por duas formas:

- através da introdução de água (ensaios de rebaixamento) e medindo-se em seguida sua velocidade de rebaixamento;
- através de retirada de água (ensaios de recuperação) e medindo-se em seguida a velocidade de recuperação.

Para determinação da permeabilidade em nível variado na área de estudo, foram utilizados ensaios do tipo *slug test*, a partir do método empregado por Hvorslev (1951) apud Pede (2004). Na prática o ensaio consiste em introduzir ou retirar um sólido (slug) dentro do poço, de forma que o nível de água (NA) seja elevado ou rebaixado instantaneamente.

A metodologia de Hvorslev permite avaliar a permeabilidade média das camadas ao redor do filtro, que se encontra nos níveis próximos à zona de contato, no caso para a área de estudo, entre a rocha alterada (saprolito) e o solo propriamente dito, segundo a seguinte equação:

$$K = \frac{r^2 \ln(L/R)}{2LT_0} \quad (8)$$

Onde:

r - Raio efetivo do piezômetro;

L - Comprimento da seção filtrante;

R - Raio do furo;

T₀ - Tempo de resposta quando ht / h₀ = 0,37;

K - Permeabilidade hidráulica.

Para os dados de condutividade hidráulica em meio saturado (nível variado), como citado, serão utilizados os resultados obtidos por Santos (2003).

4.5 AVALIAÇÃO HIDROQUÍMICA

Para a avaliação hidroquímica nas adjacências do antigo lixão de Rolândia, foram amostrados nove pontos de coleta de água que envolveram: aquífero freático local, nascentes e água superficial, conforme mostra a Figura 9.

Os pontos P1, P2 e P3 referem-se aos mesmos poços de monitoramento utilizados para as medições das oscilações do nível freático no decorrer de 11 meses de estudo.

Além disso, foram selecionados para as análises hidroquímicas três pontos superficiais ao longo do ribeirão Vermelho, sendo: um a jusante da área do antigo lixão de Rolândia (denominado PJC), um no local de influência do próprio lixão (denominado LIL) e, o último, a montante do local de influência (denominado PMC), além de duas nascentes as margens do ribeirão Vermelho (denominadas respectivamente de N1 e N2).

As surgências subterrâneas amostradas localizadas na calha do ribeirão vermelho foram identificadas em trabalho de campo tomando-se suas coordenadas geográficas através de utilização de GPS (Global Position System) portátil (Figura 10). Além disso, cruzando-se as informações topográficas e a interpolação dos níveis freáticos dos poços de monitoramento, foi possível traçar que o escoamento de base das nascentes selecionadas para os estudos estão sobre influência do fluxo subterrâneo que provém do aquífero freático posicionado abaixo da massa aterrada de resíduos (Figura 10).

Além do mais foi selecionado um ponto de surgência natural (N3) de água subterrânea fora da área de influência do antigo lixão de Rolândia, que também serviu como base de referência de água provável livre de contaminação, uma vez que uso do solo no entorno da surgência não acarreta riscos de contaminação para as águas subterrâneas.

A partir da Figura 11, é possível perceber que a área do antigo lixão encontra-se entremeada a bairros da cidade e a poucos quilômetros(Km) do centro da cidade de Rolândia, ou seja o local encontra-se muito próximo da população em geral.

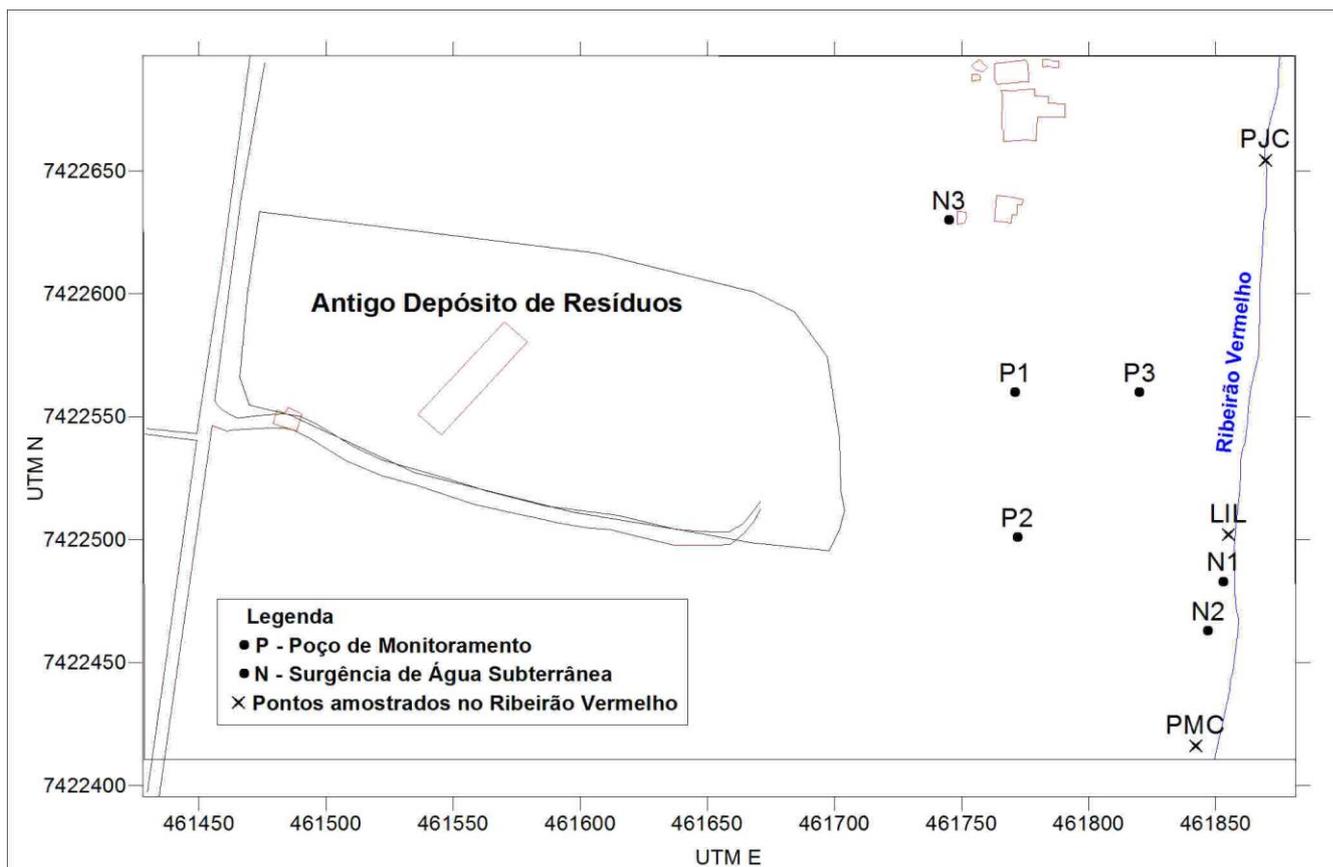


Figura 10- Pontos amostrados de coleta de água.
Fonte: Autor (2014).



Figura 11 - Vista de satélite da área de estudo com os pontos amostrados.
Fonte: Google Earth – Imagens de 04/05/2014/ - Capturado em 11/07/2014.

Os poços foram amostrados utilizando-se coletor descartável de PVC tipo bailer, de diâmetro externo 41mm, para coleta de água e purgamento de poços de monitoramento, comprimento de 95cm e capacidade de 1,1litros. Antes da coleta para cada amostra foi realizado o purgamento dos poços conforme recomendado por CETESB 6410 (1999), para evitar amostras estagnadas e/ou contaminadas, não representativas do aquífero (Figura 12).



Figura 12 - Procedimento de purgamento do poço de monitoramento.
Fonte: Autor (2014).

As amostras de água foram coletadas em recipientes de vidro, sendo um para cada poço, evitando assim a contaminação entre os poços; esses coletores foram pré-higienizados com água deionizada, para evitar contaminação (Figura 13). As técnicas para conservação da amostra foram realizadas como descritas na “Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas” da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1999).

Algumas análises para caracterização físico-química das águas subterrâneas foram realizadas com aparelhos digitais portáteis logo após a coleta de cada amostra de água, como mostra a Figura 14, a fim de condizer fielmente com a situação e condições das amostras coletadas.

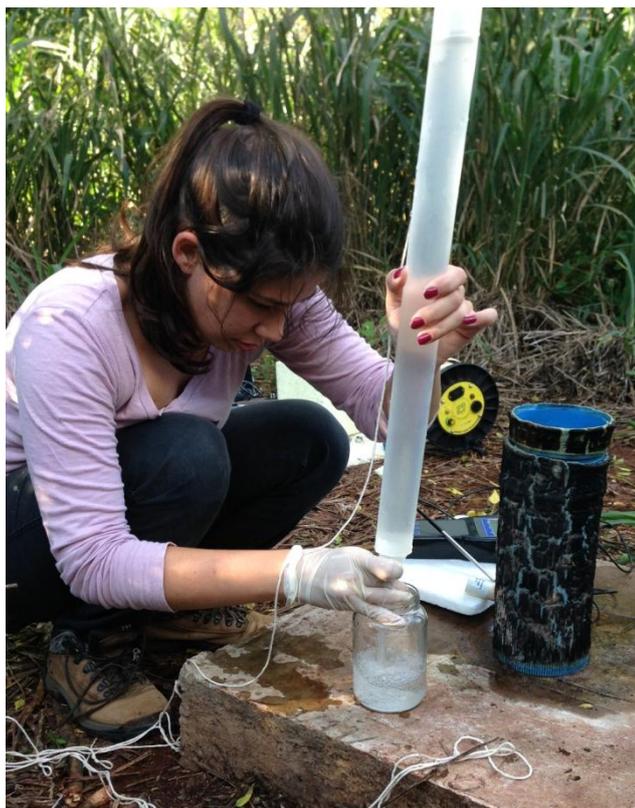


Figura 13 - Procedimento de amostragem, coleta de água do poço de monitoramento P1.
Fonte: Autor (2014).



Figura 14- Aparelhagem portátil de análise *in locu*.
Fonte: Autor (2014).

Os parâmetros analisados *in locu* foram:

- Temperatura (pHgâmetro, modelo mPA-210p - voltagem 9VDC);
- pH (pHgâmetro, modelo mPA-210p - voltagem 9VDC);
- Condutividade Elétrica (Condutivímetro - INSTRUTHERM, modelo CD-860);
- Oxigênio Dissolvido (Oxímetro - POLITERM, modelo POL-60);
- Turbidez (Turbidímetro - POLICONTROL, modelo AP 2000).

As outras análises para caracterização físico-química das águas subterrâneas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Tecnológico Federal do Paraná (UTFPR) - Campus, conforme os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

4.6 SURFER®

Através do monitoramento dos níveis freáticos dos resultados analíticos dos parâmetros físicos, químicos e inorgânicos, foi possível a construção de mapas temporais potenciométricos, e de concentrações químicas dos compostos analisados utilizando o *software Golden Software Surfer*, visando apresentar importantes resultados através da interpolação dos diferentes resultados hidrogeológico e hidroquímicos levantados para área de estudo, além da determinação de linhas preferências de fluxo de água subterrânea.

Através das coordenadas de um mapa base, geram-se pontos de referência com os eixos de abscissas e ordenadas. Os pontos em estudo são plotados no programa através da identificação destas coordenadas, onde uma terceira coordenada é adicionada, criando-se então um parâmetro quantificado. O conjunto de pontos é interpolado resultando gráficos com curvas ou picos de concentração. A partir das coordenadas do ponto e dos valores assumidos pela variável nesses pontos, pode-se obter um mapa da distribuição espacial para cada variável, utilizando-se um algoritmo de interpolação.

Segundo Landim, et al.,(2002), base de muitos métodos de interpolação é a mesma. O valor de um ponto a ser predito (Z^*) é a somatória do produto entre o valor da variável de um ponto conhecido (Z_i) por um peso calculado (λ_i) para os pontos i , variando de 1 até N , onde N representa o número total de pontos considerados (Equação 9).

$$Z^* = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z_i \quad (9)$$

Na verdade, é até intuitivo que, quando trabalhando no espaço, pontos conhecidos mais próximos aos pontos a serem preditos devam ter um peso maior, pois sua influência é maior. Assim, utiliza-se um algoritmo para calcular os pesos, baseado no Inverso da Distância (Equação 10), que estabelece que quanto menor for a distância entre o ponto conhecido e o predito, maior será o peso (LANDIM; MONTEIRO; CORSI, 2002):

$$Z^* = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z_i = \frac{1}{d_1} Z_1 + \frac{1}{d_2} Z_2 + \frac{1}{d_3} Z_3 + \frac{1}{d_4} Z_4 \quad (10)$$

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 ANTIGO LIXÃO DE ROLÂNDIA: HISTÓRICO E SITUAÇÃO ATUAL

O funcionamento do lixão teve início nos anos 40, até que foi decretado o seu encerramento pela prefeitura municipal após 60 anos de funcionamento, quando a área ultrapassou o limite máximo de saturação para recebimento dos resíduos urbanos e também pela proximidade de conjuntos habitacionais, provocados pela expansão urbana do município (MELO, 2011).

O manejo dos resíduos sólidos no local, anterior ao seu encerramento, era totalmente equivocado em relação aos critérios técnicos ambientais e sanitários para a adequada destinação final de disposição e/ou tratamento final de resíduos.

Segundo levantamentos testemunhais da época anterior ao seu encerramento, os resíduos despejados por caminhões da coleta municipal no antigo lixão de Rolândia eram levados de um lado para o outro e compactados sem critérios técnicos adequados por uma esteira, ou por vezes empurrados vertentes abaixo, na tentativa e reduzir o seu volume (MELO, 1999) (Figura 15).



**Figura 15 - Resíduos sólidos depositados diretamente ao solo.
Fonte: MELO (1999).**

Melo (2011) destaca que na área do antigo depósito não havia drenos condutores de águas superficiais, a fim de evitar a infiltração de água e a consequente saturação das massas dos compostos orgânicos.

O talude formado pelos resíduos depositados diretamente ao solo natural durante anos foi simplesmente recoberto por material inerte, não havendo preocupações técnicas com os impactos que podem ser gerados através da emissão de efluentes líquidos gerados pela decomposição da matéria orgânica.

Além disso, existem dúvidas sobre a eficiência dos drenos para gases, uma vez que foram instalados há mais de 10 anos e durante esse período, segundo a própria Prefeitura do Município de Rolândia, nunca foi realizado o monitoramento da emissão dos gases decorrentes da decomposição dos resíduos e até mesmo as condições de funcionamento atual dos drenos (MELO, 2011).

Hoje, a antiga área de destinação final dos resíduos sólidos urbanos do município de Rolândia encontra-se em total estado de abandono. Após o encerramento do lixão não ocorreu no local à recuperação da área degradada, a fim de minimizar os impactos ambientais e sanitários (Figuras 16,17).

O local onde eram depositados os resíduos foi totalmente coberto por solo e o aspecto físico aparenta um talude de cerca de 8 a 10 metros de altura formada pela massa de lixo disposta durante os anos de funcionamento do lixão.



**Figura 16 - Antiga área de depósito de resíduos sólidos, vista do talude onde observa-se a vegetação queimada por incêndio ocorrido em 2013.
Fonte: Autor (2013).**



Figura 17 - Antiga área de depósito de resíduos sólidos, vista atual do talude onde observa-se o crescimento significativo da vegetação após a queimada por incêndio ocorrido em 2013. Foto de Janeiro de 2014.
Fonte: Autor (2014).

5.2 AVALIAÇÃO HIDROGEOLÓGICA

5.2.1 Ensaios de Condutividade Hidráulica (K) e Velocidade de fluxo (V_x)

Terzaghi e Peck (1967) e Mello e Teixeira (1967), fornecem classificações para valores de condutividade hidráulica em meio não saturado, segundo o grau de permeabilidade e o tipo de solo predominante, como representado, respectivamente no Quadro 2.

Tais parâmetros auxiliarão na comparação dos resultados referentes aos ensaios de permeabilidade realizados *in situ* nas zonas saturadas e não saturadas do solo na área do entorno do antigo lixão de Rolândia, local de estudo da presente pesquisa.

Coeficiente de Permeabilidade - K (cm/s)	Grau de Permeabilidade Terzaghi e Peck (1967)	Tipo de Solo Mello e Teixeira (1967)
10^9 a 1	Alta	Pedregulhos
1 a 10^{-1}		Areias
10^{-1} a 10^{-3}	Média	Areias finas siltosas e argilosas, siltes argilosos
10^{-3} a 10^{-5}	Baixa	
10^{-5} a 10^{-7}	Muito Baixa	
$< 10^{-7}$	Praticamente Impermeável	Argilas

Quadro 2 - Classificação da condutividade hidráulica do solo
Fonte: Terzaghi e Peck (1967); Mello e Teixeira (1967)

- Ensaio de condutividade hidráulica em zona saturada

Os ensaios de infiltração com *slug test (in situ)* foram realizados nos três poços de monitoramento da área de estudo.

A Tabela 4 indica os valores dos ensaios de condutividade hidráulica *in situ* obtidos por Santos (2003) a partir da metodologia de *slug test* de Hvorslev, em centímetros por segundo, convertidos por metros por dia.

Tabela 4 - Resultados de condutividade hidráulica encontrados em zona saturada na área do antigo lixão de Rolândia por Santos (2003)

Pontos de ensaio (zona saturada)	Condutividade Hidráulica (K) - cm/s	Condutividade Hidráulica (K) - m/dia
P1	$1,25 \times 10^{-2}$ cm/s	10,8 m/dia
P2	$9,30 \times 10^{-3}$ cm/s	8,03 m/dia
P3	$3,25 \times 10^{-3}$ cm/s	2,80 m/dia
Média	$8,35 \times 10^{-3}$ cm/s	7,21 m/dia

Em geral, nota-se que os resultados de condutividade hidráulica variam no de 10^{-3} cm/s a 10^{-2} cm/s. Deste modo, confrontados com o Quadro 2, indicam grau de permeabilidade média, de acordo com o grau de classificação de Terzaghi e Peck (1967). Ao mesmo tempo, se comparado com a classificação de Mello e Teixeira (1967), atribui-se aos resultados de condutividade hidráulica na área de estudo classificação de tipo de solo a areias.

Assim, os resultados indicam permeabilidades mais altas que esperado para a zona saturada, devido as características dos materiais argilosos de origem

basáltica. Segundo Santos (2003), isso ocorre devido às estruturas permeáveis do saprolito no contato entre a rocha e o solo.

A Figura 18 mostra o perfil topográfico da área do antigo lixão de Rolândia, e a Figura 19 ilustra superfície do terreno profundidades e superfície freática.

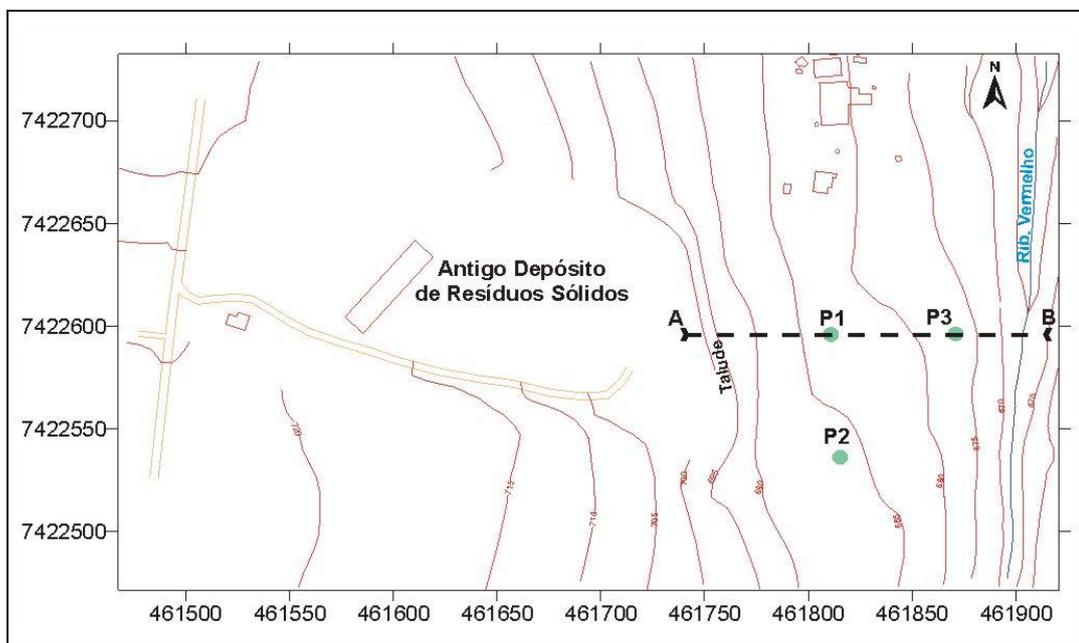


Figura 18 - Corte esquemático A-B, na área de estudo.
Fonte: Santos (2003).

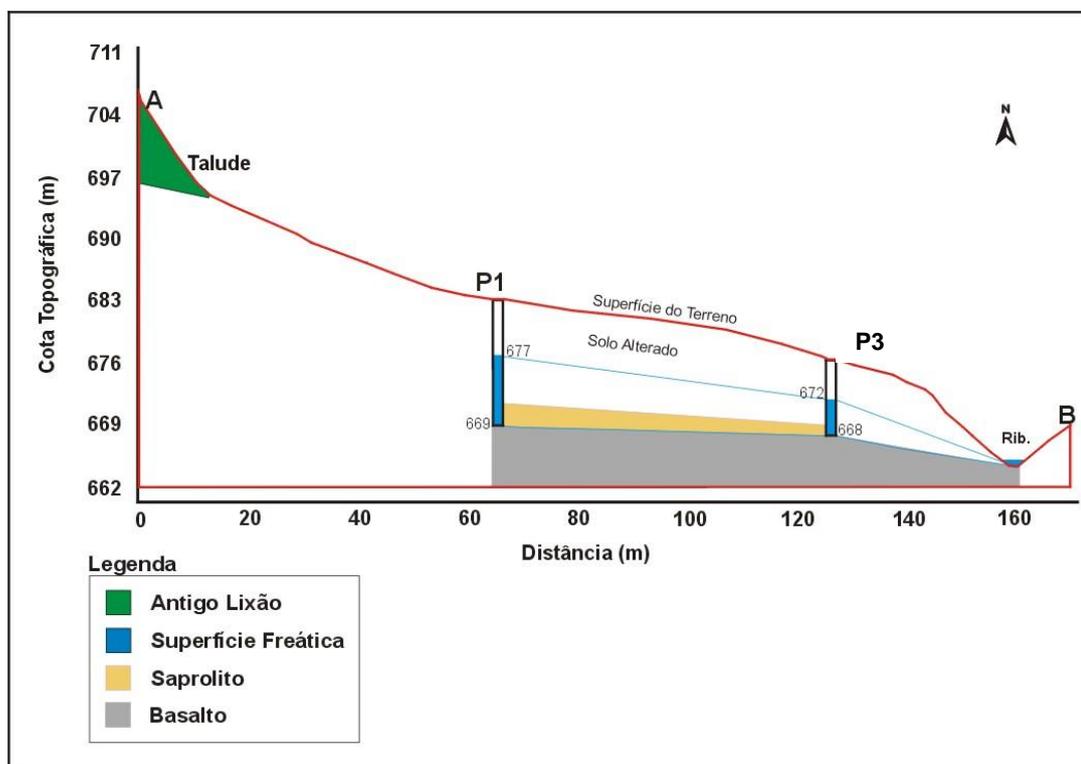


Figura 19 - Perfil ilustrando superfície do terreno profundidades e superfície freática.
Fonte: Santos (2003).

A partir das cotas topográficas apresentadas na área (Figura 18), do perfil do terreno e da profundidade do nível do aquífero (Figura 19), uma vez que a superfície freática acompanha de forma suave a superfície do terreno, é possível extrapolar, por interpolação, a continuidade do nível freático até abaixo do talude, sendo o valor da cota topográfica de, aproximadamente, 682,8m. O nível potenciométrico do P1 é de 677m, portanto a diferença entre essas cotas resultam no Nível d'água $\Delta h = NA = 5,8m$.

Para o cálculo do gradiente hidráulico é necessário a distância entre os pontos P1 e P3, deste modo a partir da Figura 18 (perfil topográfico) esta distância corresponde o valor de, aproximadamente, $\Delta l = 62,3m$. Portanto, dividindo $\Delta h / \Delta l$ obtém-se o gradiente hidráulico com o valor de 0,093.

Adotando-se o valor médio dos pontos P1 e P3 de $K = 7,88 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$, determinado pelos testes do “slug” e assumindo-se que $n_e = 0,01$, segue o seguinte resultado:

$$V_x = 7,3284 \times 10^{-2} \text{ cm/s} \rightarrow 63,317 \text{ m/dia}$$

Esse valor demonstra que os lixiviados originários da decomposição dos resíduos localizados no topo da vertente do antigo lixão de Rolândia, a cerca de 160 metros de distância acima topograficamente, na mesma vertente, uma vez atingindo o nível d'água e não reagindo com os minerais de argila do solo, deve atingir o ribeirão Vermelho em aproximadamente 3 dias.

- Ensaio de condutividade na zona não saturada

Os ensaios de infiltração com permeâmetro *Guelph (in situ)* foram realizados em meio não saturado a uma profundidade média de aproximadamente 30 cm. Os ensaios foram distribuídos na parte superior do talude no solo de cobertura final do antigo lixão de Rolândia.

A Tabela 5 indica os valores dos ensaios de condutividade hidráulica *in situ*, em centímetros por segundo, convertidos por metros por dia.

Tabela 5 - Valores de condutividade hidráulica (K) encontrados em zona não saturada na área do antigo lixão de Rolândia.

Pontos de ensaio (zona saturada)	Condutividade Hidráulica (K) - cm/s	Condutividade Hidráulica (K) - m/dia
Z1	$2,04 \times 10^{-4}$ cm/s	$1,76 \times 10^1$ m/dia
Z2	$1,82 \times 10^{-4}$ cm/s	$1,57 \times 10^1$ m/dia
Média	$1,93 \times 10^{-4}$ cm/s	$1,67 \times 10^1$ m/dia

Em geral, através da execução dos ensaios de condutividade hidráulica, os valores de K foram calculados na ordem de 10^{-4} cm/s. Deste modo, como esperado, confrontados com o Quadro 2, indicam grau de permeabilidade baixa, de acordo com a classificação de Terzaghi e Peck (1967). Ao mesmo tempo, se comparado com a classificação de Mello e Teixeira (1967), atribui-se aos resultados de condutividade hidráulica na área de estudo classificação de tipo de solo a areias finas siltosas e argilosas, siltes argilosos.

Adotando-se o valor médio de $K = 1,93 \times 10^{-4}$ cm/s, determinado pelos testes do permeâmetro *Guelp*, considerando a porosidade efetiva (n_e) calculada em laboratório por Santos (2003) de 0,09 ou 9% e assumindo-se, fluxo vertical, portanto gradiente hidráulico igual a 1, os resultados indicam que a velocidade real de percolação vertical no solo é:

$$V_x = 2,14 \times 10^{-3} \text{ cm/s} \rightarrow 1,85 \text{ m/dia}$$

Esse valor demonstra que a água da chuva que promove a recarga do aquífero e/ou os lixiviados originários da decomposição dos resíduos localizados no topo da vertente do antigo lixão de Rolândia, na cota topográfica de 707m, como demonstra a Figura 19, deve atingir o nível do aquífero estipulado de 682,8m em aproximadamente 13 dias. Tal valor se comporta relativamente com um material de permeabilidade alta.

Dessa forma, os contaminantes gerados pela decomposição dos materiais depositados no antigo lixão levaria um total de 16 dias aproximadamente para atingir o ribeirão Vermelho à jusante, na mesma vertente.

5.2.2 Oscilações do Nível Freático e a Precipitação Pluviométrica

A Figura 20 exibe gráfico com as oscilações do nível freático confrontados com o somatório da precipitação durante a realização do monitoramento na área de estudo. De acordo com a análise da Figura 20, é possível verificar que a partir do somatório da precipitação do intervalo de aproximadamente 15 dias anteriores ao dia de medição a resposta da variação da elevação do nível sempre foi rápido comparado ao volume de precipitação.

De maneira geral, assim que ocorria períodos de chuva entre os intervalos, em poucos dias já se notava a influência da precipitação e recarga na elevação do nível freático. Este fato também pode ser comprovado pelos cálculos realizados com base na Lei de darcy no item anterior, onde obteve-se que a velocidade de percolação da água mostra-se consideravelmente rápida.

É possível inferir que os três poços de monitoramento obtiveram comportamentos bastante semelhantes perante a correlação entre a elevação do nível freático e a precipitação. Essa comparação fica evidente nos dias 04/10/2013, 03/03/2014 e 26/04/2014, na qual ocorreram os maiores picos em todos os poços de monitoramento. Nota-se que a quantidade de chuva, nestas três datas, ultrapassaram os 100mm.

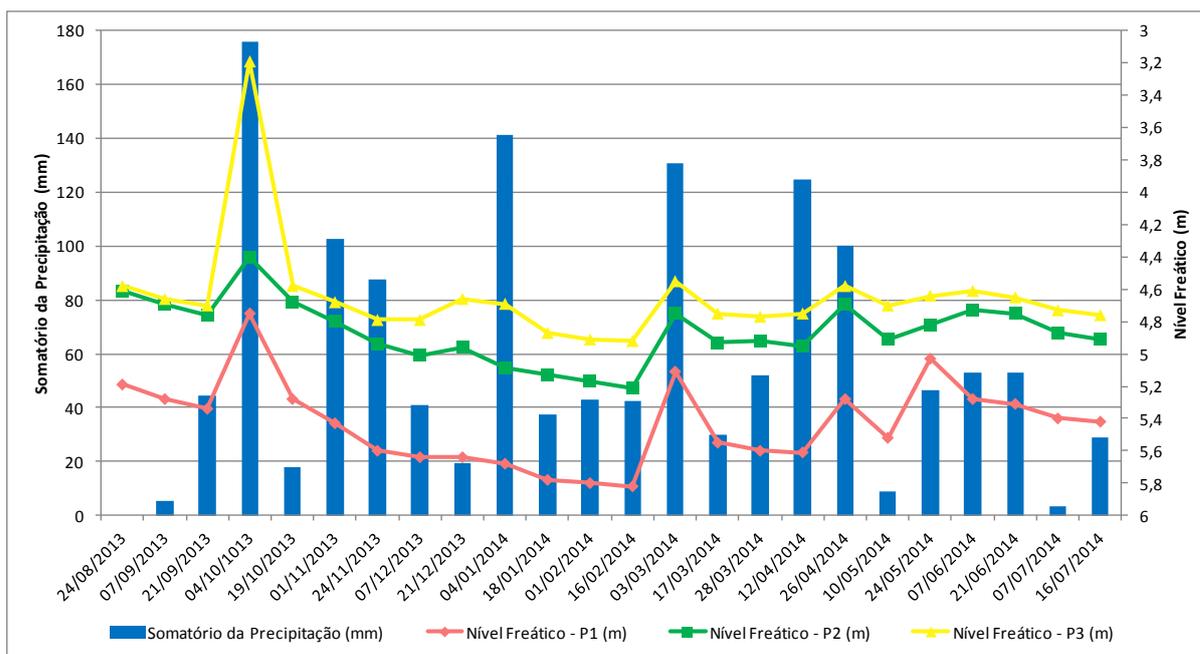


Figura 20 – Gráfico exibindo a correlação dos níveis d'água subterrânea com o somatório das precipitações.

Fonte: Autor 2014.

Porém, é possível realizar análise mais detalhada a partir da quantificação diária da precipitação durante os 350 dias de pesquisa, correlacionando com a variação do nível nos três poços de monitoramento, como mostra o gráfico da Figura 21.

A partir da Figura 21 fica evidente que nos momentos em que ocorreram chuvas moderadas ao logo de sequência de alguns dias, como por exemplo próximos aos 60° e 220° dias, a resposta do nível mostrou-se mais significativa. Já em dias em que houve intensa precipitação em períodos curtos do tempo, como por exemplo próximo ao 85° dia, onde a precipitação foi superior a 80mm em um único dia, a resposta do nível não apresentou-se tão rápida se comparada ao volume total de chuva, se comparado com os volumes de chuva.

Segundo Fetter (2001), a infiltração que promove a recarga do aquífero só ocorrerá após o momento em que os espaços vazios da camada superior do solo forem preenchidos. Parte desta água acumulada na primeira camada do solo estará retida nos interstícios dos poros e será responsável por nutrir a vegetação que poderá se estabilizar no local. Após preencher os espaços vazios, a água irá infiltrar nas camadas mais profundas promovendo a recarga do aquífero.

Porém, o excesso de precipitação posterior a uma chuva suficientemente intensa em um curto período de tempo não será capaz de infiltrar devido à saturação total dos poros do solo e sua limitada capacidade de transmissão da água, portanto, as águas da chuva passam para o escoamento superficial, não recarregando os aquíferos.

Cabe ressaltar que os principais fatores que exercem influência no escoamento superficial são de natureza: climática (relacionados à precipitação), fisiográficos (determinados pelo relevo da bacia) e decorrentes da ação antrópica (uso do solo e obras hidráulicas realizadas no rio e no seu entorno).

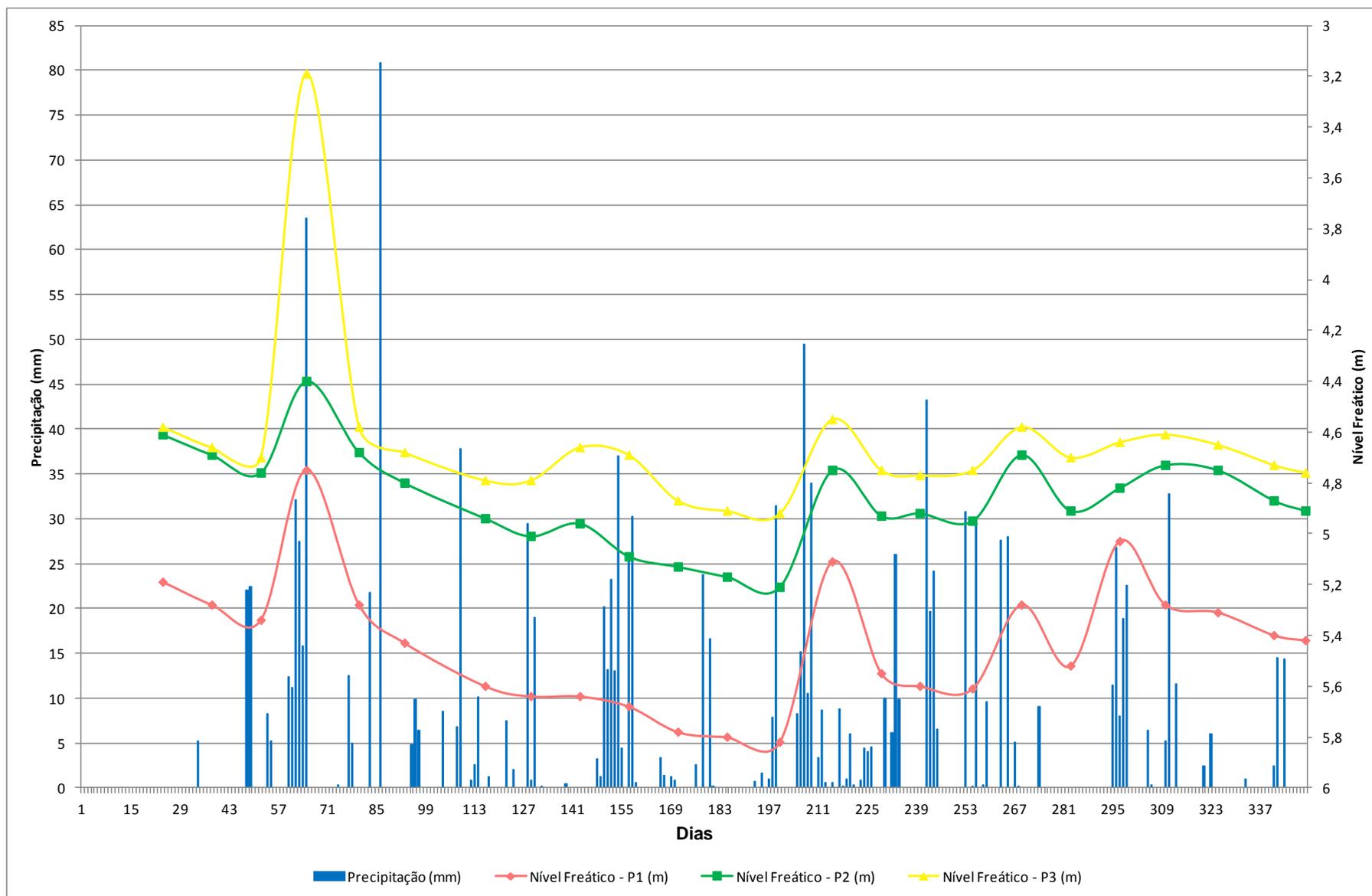


Figura 21 – Gráfico exibindo a correlação dos níveis d'água subterrânea com as precipitações diárias.
 Fonte: Autor 2014.

5.3 CONSIDERAÇÕES HIDROQUÍMICAS - QUALIDADE DA ÁGUA

Foram realizadas coletas das águas dos três poços de monitoramento (P1, P2 e P3) e das águas superficiais para análises químicas em Abril de 2014, conforme apresentado na Figura 7. As coletas tiveram como finalidade a avaliação hidroquímica para as águas subterrâneas e superficiais na área de estudo e que envolveram os seguintes elementos: Temperatura, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Cor, Turbidez, pH; Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Condutividade Elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos (STD).

A Tabela 6 apresenta as concentrações tolerantes por legislações nacionais quanto à potabilidade da água. A partir de tais valores foi possível inferir conclusões perante a qualidade da água disposta no entorno do passivo ambiental.

Tabela 6 - Padrões dos compostos orgânicos e físicos da água.

PARÂMETROS	¹CONAMA n°357/2005	²CONAMA n°396/2008	³CONAMA n°420/2009	⁴PORTARIA n°2914/2011
Temperatura (°C)	-	-	-	-
PH	6,0 - 9,0	-	-	6,0 - 9,5
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L)	+6mg/l	-	-	-
Nitrato (mg/L)	10	10	10	10
Nitrito (mg/L)	1,0	1,0	1,0	1,0
Condutividade Elétrica	-	-	-	-
Turbidez (UNT)	40 UNT	-	-	-
Cor	-	-	-	-
Sólidos Totais Dissolvidos (STD) (mg/L)	500	1000	-	-
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	-	-	-	-

1 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências;

2 - Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências;

3 - Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

4 - Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Portanto, a Tabela 7 indica os resultados das amostras recolhidas em campo e apresentam as concentrações dos elementos analisados.

Tabela 7 - Análise química dos compostos orgânicos e físicos da água.

Ponto	Cond. elétrica (mS/cm)	Turbidez (UNT)	pH	T (°C)	DQO (mg/L)	STD mg/L	Nitrato (N-NO ₃ ⁻) (mg/L)	Nitrito (N-NO ₂ ⁻) (mg/L)	OD (mg/L)	Cor (PtCo)
CONAMA n°357/2005	-	40	6,0-9,0	-	-	500,0	10,0	1,0	+6,0	-
PORTARIA n°2914/2011	-	-	6,0-9,5	-	-	-	10,0	1,0	-	-
Ponto Montante Ribeirão (PMC)	0,40	4,9	6,39	15,9	0,39	70	9,42	0,239	-	-
Ponto Jusante Ribeirão (PJC)	0,42	4,8	6,78	16,4	2,81	18	0,78	0,185	-	-
Nascente 3 (N3)	0,02	0,9	6,42	16,5	4,02	56	0,578	ND	-	-
Nascente 1 (N1)	3,75	12,8	5,73	17,2	16,11	424	25,87	0,016	-	-
Nascente 2 (N2)	3,84	4,3	5,73	16,6	24,57	370	21,06	0,010	-	-
Local de Influência do Lixão (LIL)	0,43	4,4	7,03	17,0	110,42	58	14,81	0,290	-	-
Poço de monitoramento 1 (P1)	2,50	2,03	6,24	20,6	167,25	1444	26,92	ND	2,50	10
Poço de monitoramento 2 (P2)	2,57	6,25	5,95	20,0	12,48	475	35,68	0,088	2,57	40
Poço de monitoramento 3 (P3)	1,57	6,43	5,92	20,0	197,47	1580	13,38	ND	1,19	35

Obs: - Os valores com o formato em negrito representam os valores que ultrapassam os valores estabelecidos pelas legislações mencionadas.

- O símbolo ND - Não detectado.

5.3.1 Turbidez

É causada por materiais em suspensão, argila, silte, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida. A transparência da água é um dos principais parâmetros de qualidade de água, sendo a turbidez um parâmetro da qualidade estética das águas (CLESCERI et al., 1998).

Os valores obtidos contidos na Tabela 7 estão todos conveniente com o limite, até 40 UNT, estabelecido pela Resolução Conama 357/2005. Deste modo, podemos inferir que não apresentam divergências em relação à potabilidade.

A Figura 22 mostra o mapa indicando as isolinhas de concentração do parâmetro da turbidez na área de estudo.

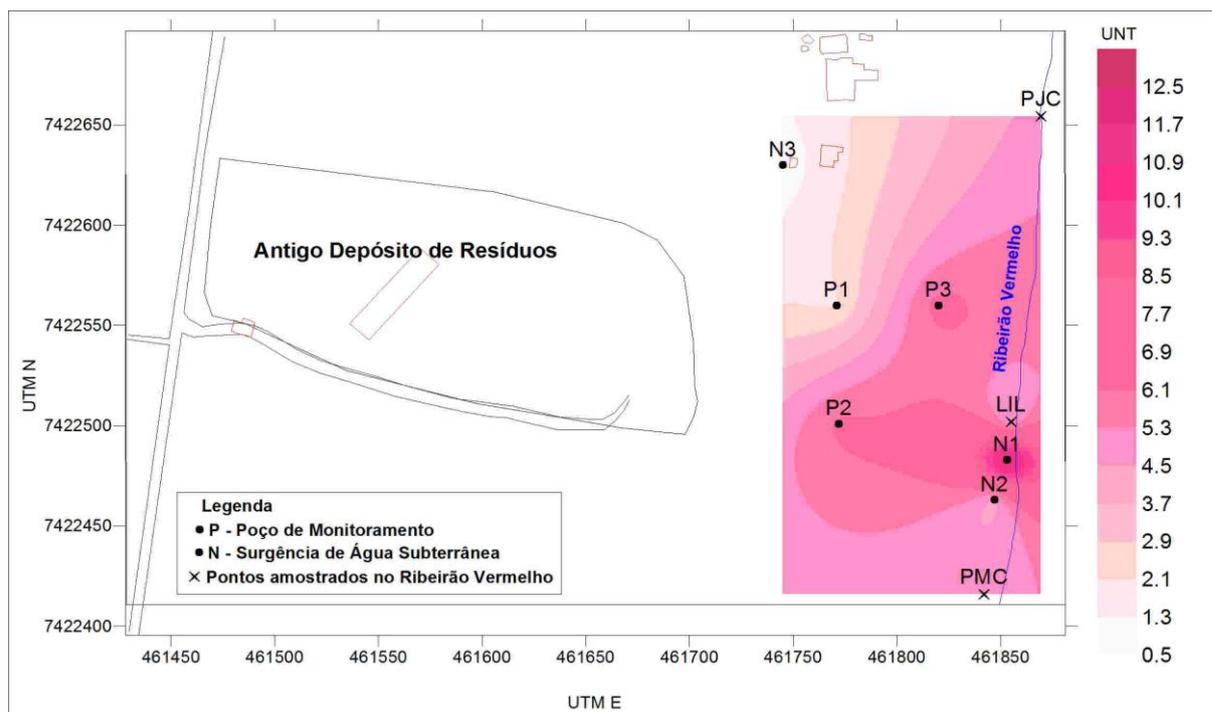


Figura 22 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Turbidez na área de estudo.
Fonte: Autor 2014.

5.3.2 pH

Águas naturais possuem pH na faixa de 4 a 9, sendo ligeiramente básica, por causa de bicarbonatos, carbonatos de metais alcalinos e alcalinos terrosos (CLESCERI et al, 1998). O pH é um parâmetro que para o consumo humano deve-se encontrar entre 6,5 a 8,5 segundo a legislação de águas para o consumo humano. A CONAMA nº357/2005 - Art 14º, inciso I - alínea m, diz que a faixa deve ser entre 6 e 9.

Analisando os dados da Tabela 7 focando os valores de pH dos poços, somente o poço 1 (P1) está dentro dos padrões de qualidade. Nos outros pontos de coleta amostrados somente as nascentes 1 e 2 (N1 e N2, respectivamente) estão fora do padrão de qualidade.

Segue abaixo a Figura 23, com as isolinhas de concentração de pH na área de estudo.

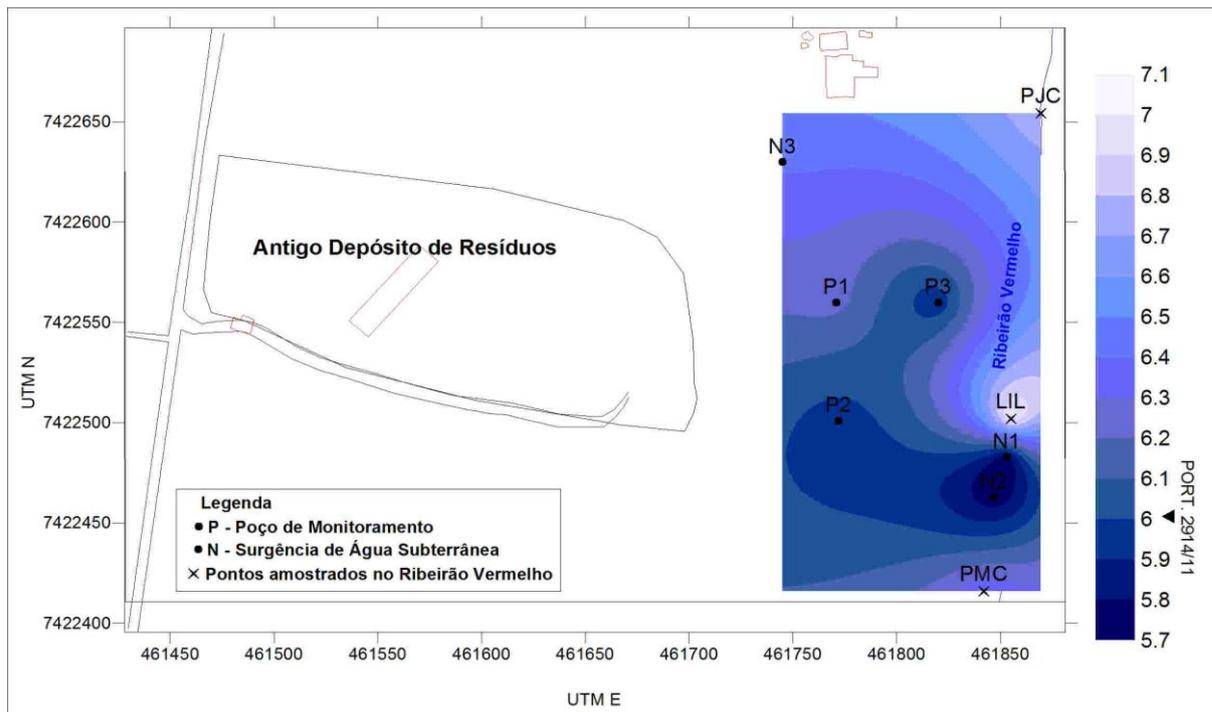


Figura 23 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para pH na área de estudo.
Fonte: Autor 2014.

5.3.3 Temperatura

As águas subterrâneas apresentam uma amplitude térmica pequena, isto é, sua temperatura não é influenciada pelas mudanças da temperatura atmosférica. Exceções são os aquíferos freáticos pouco profundos. Em profundidades maiores a temperatura da água é influenciada pelo grau geotérmico local (em média 1°C a cada 30 m). No aquífero Botucatu (Guarani) são comuns temperaturas de 40 a 50°C em suas partes mais profundas (PÁDUA et al., 2006).

A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoelétricas.

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de

vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam.

Os valores obtidos contidos na Tabela 7 estão todos conveniente com as condicionantes naturais de aceitabilidade. A Figura 24 mostra as isolinhas de concentração de temperatura na área de estudo.

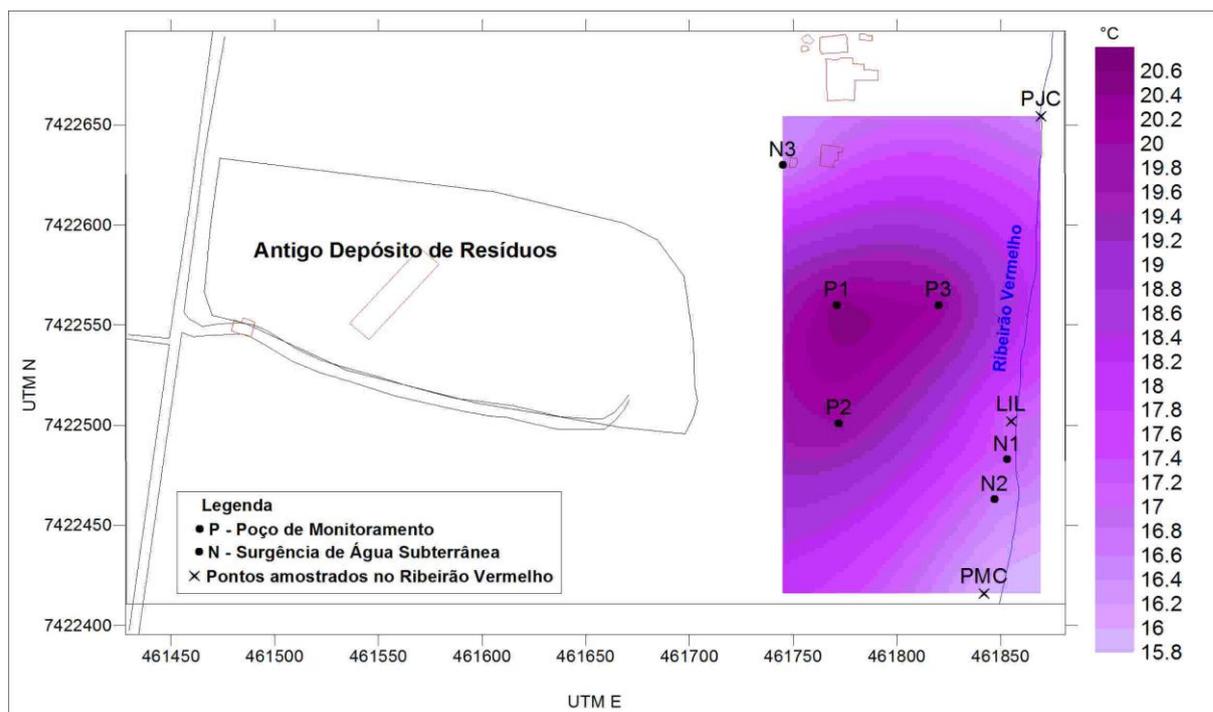


Figura 24 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Temperatura na área de estudo. Fonte: Autor 2014.

5.3.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio representa a quantidade de oxigênio consumido na oxidação química da matéria orgânica contida na água. Usada como um indicador de poluição (NBR 9896/1993). Sendo a quantidade necessária para oxidar a matéria orgânica de uma amostra expressa em mg de O₂ por litro. (NBR 9896/1993).

Os materiais redutores, tanto orgânicos como inorgânicos presentes em águas são oriundos de fontes naturais e de efluentes de indústrias como as de polpa e papel e metalúrgicas, e neste caso pela ação da decomposição dos materiais contidos no antigo lixão, a montante dos locais coletados.

O uso de água para irrigação com altos valores de DQO prejudica o crescimento de plantas, especialmente em solos pobres. A DQO pode reduzir os níveis de oxigênio, afetando assim a sobrevivência dos organismos aquáticos.

Segundo a resolução 375/2005 do CONAMA § 1º, os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura. Sendo os valores máximos permitidos de DBO a 20°C até 10 mg/L O₂, segundo a mesma resolução do CONAMA para água doce classe 2.

Através das análises realizadas foi possível constatar que os únicos pontos que apresentaram valor de DQO dentro da faixa de aceitável foram o ponto de nascente fora do entorno do lixão (N3) e os pontos a jusante (PJC) e a montante do ribeirão Vermelho (PJM). Os demais pontos analisados para o DQO apresentam valores anômalos para águas naturais.

Segue abaixo mapa que apresenta as isolinhas de concentração de DQO na área de estudo (Figura 25).

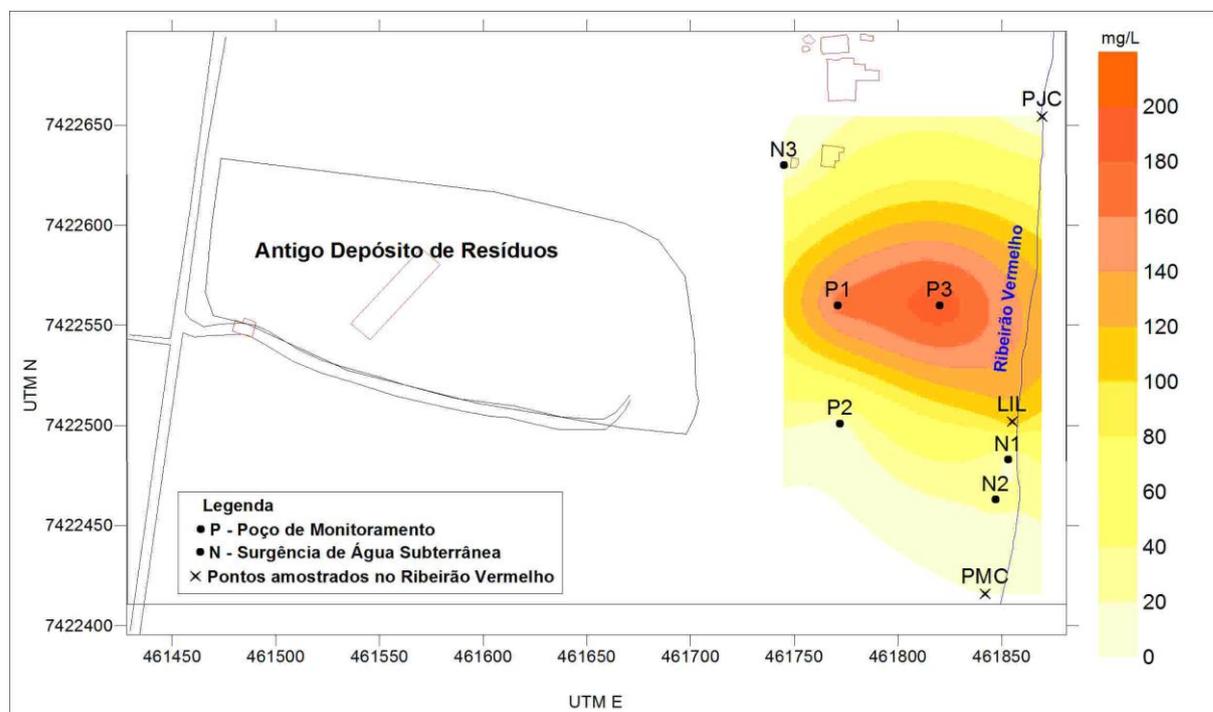


Figura 25 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para DQO na área de estudo.
Fonte: Autor 2014.

5.3.5 Condutividade Elétrica (CE)

Condutividade elétrica mostra o quão um sistema aquoso, contendo íons, consegue conduzir de corrente elétrica.

Água destilada apresenta condutividade inferior a 2 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A temperatura faz com que a condutividade varie cerca de 1,9% $^{\circ}\text{C}$, portanto deve ser controlada, e a condutividade, devido à alterações dos gases dissolvidos, por contato com o ar também afeta a precisão deste parâmetro (Tabelas 8 e 9).

Pode-se estimativa qual tipo de água foi analisada e os íons prováveis na amostra, podendo ser estes íons fatores poluentes que alteram os valores da condutividade elétrica da amostra.

Tabela 8 - Condutividade da amostra e tipos de íons.

Íon	$\mu\text{mho}/\text{cm}$ (por meq/L)	$\mu\text{mho}/\text{cm}$ (por meq/L)
HCO_3^-	43,6	0,0715
Ca^{2+}	52,0	2,60
CO_3^{2+}	84,6	2,82
Cl^-	75,9	2,14
Mg^{2+}	46,6	3,82
NO_3^-	71,0	1,15
K^+	72,0	1,84
Na^+	48,9	2,13
SO_4^{2-}	73,9	1,54

Fonte: Condutividade em águas (2014).

Tabela 9 - Alguns valores de Condutividade (1 micromho = 1 microS).

Varição da Condutividade ($\mu\text{mho}/\text{cm}$)	Tipo de água
1,0 -2,0	Água bidestilada
10,0-30,0	Água da chuva
50,0- 40.000,0	Águas superficiais e subterrâneas
>50.000,0	Água do mar

Fonte: Condutividade em águas (2014).

De acordo com os valores laboratorialmente encontrados, as nascente 1 e 2 (N1 e N2, respectivamente), e os poços 1 e 2 (P1 e P2) apresentaram valores acima de 2, tornando-se nesta classificação, como água de chuva, e com presença de Mg^{2+} . Os demais entram na categoria de água bidestilada. Porém, os pontos de

jusante e montante (PJC e PMC, respectivamente) e o local de influência do lixão (LIL) apresentam presença de Ca^{2+} e HCO_3^- .

A Figura 26 abaixo demonstra o mapa que apresenta as isolinhas de concentração de Condutividade Elétrica na área de estudo.

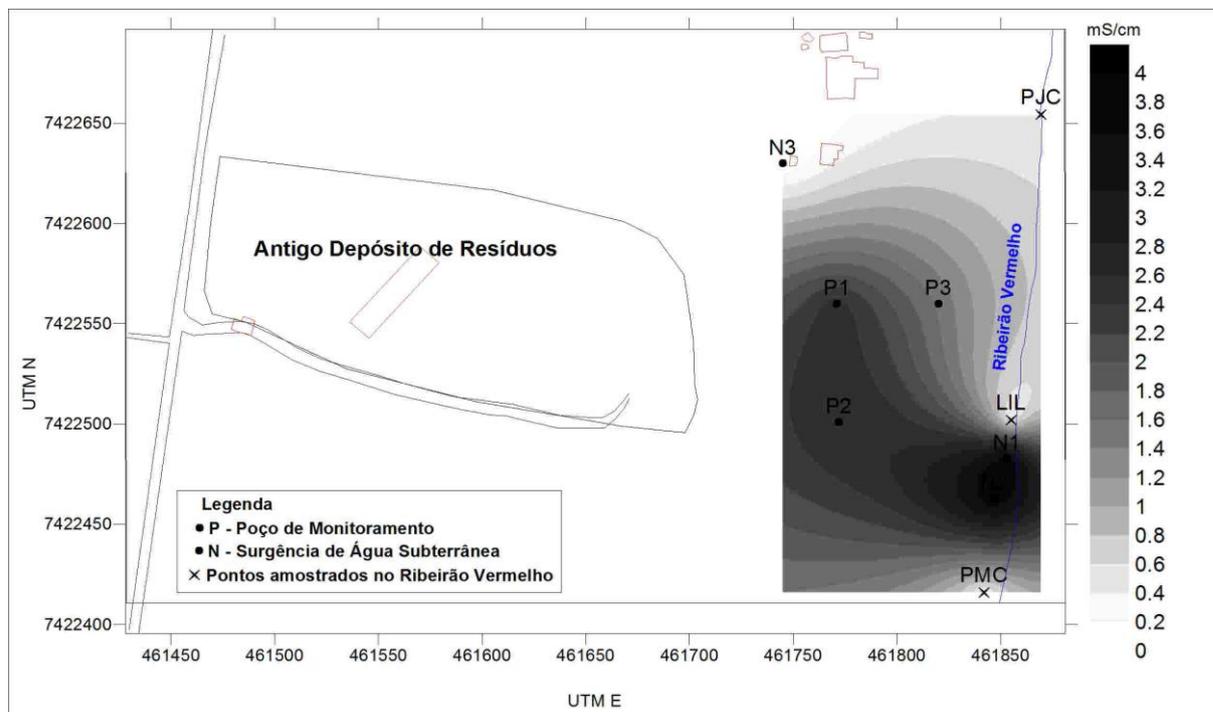


Figura 26 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Condutividade Elétrica na área de estudo.

Fonte: Autor 2014.

5.3.6 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Este parâmetro representa a quantidade de substâncias dissolvidas na água, que alteram suas propriedades físicas e químicas da água. Águas naturais apresentam íons: sódio, cloreto, magnésio, potássio, sulfatos, entre outros, causados por dissolução de minerais. A concentração de sólidos dissolvidos deve ser menor que 500 mg/L em água para abastecimento público segundo a Resolução 375/2005 do CONAMA e menor que 1000 mg/L segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde. Em concentrações superiores a 1000 mg/L, esta apresenta efeito laxativo.

Seu excesso pode causar alterações no sabor e problemas de corrosão. Já os sólidos em suspensão, provocam um aumento nos valores de turbidez.

Na presente pesquisa foram analisados os sólidos fixos, ou seja, aqueles que permanecem após a completa evaporação da água. Foi verificado que nos poços 1 e 3 (P1 e P3, respectivamente) os valores ultrapassaram o limite de até 1000mg/l estabelecidos pela legislação. Já nas coletas superficiais os valores apresentaram-se muito abaixo dos limites toleráveis chegando a nove vezes menor da quantidade de STD encontrados no poço 2 (P2). Segue abaixo na Figura 27 as isolinhas de concentração de STD na área de estudo:

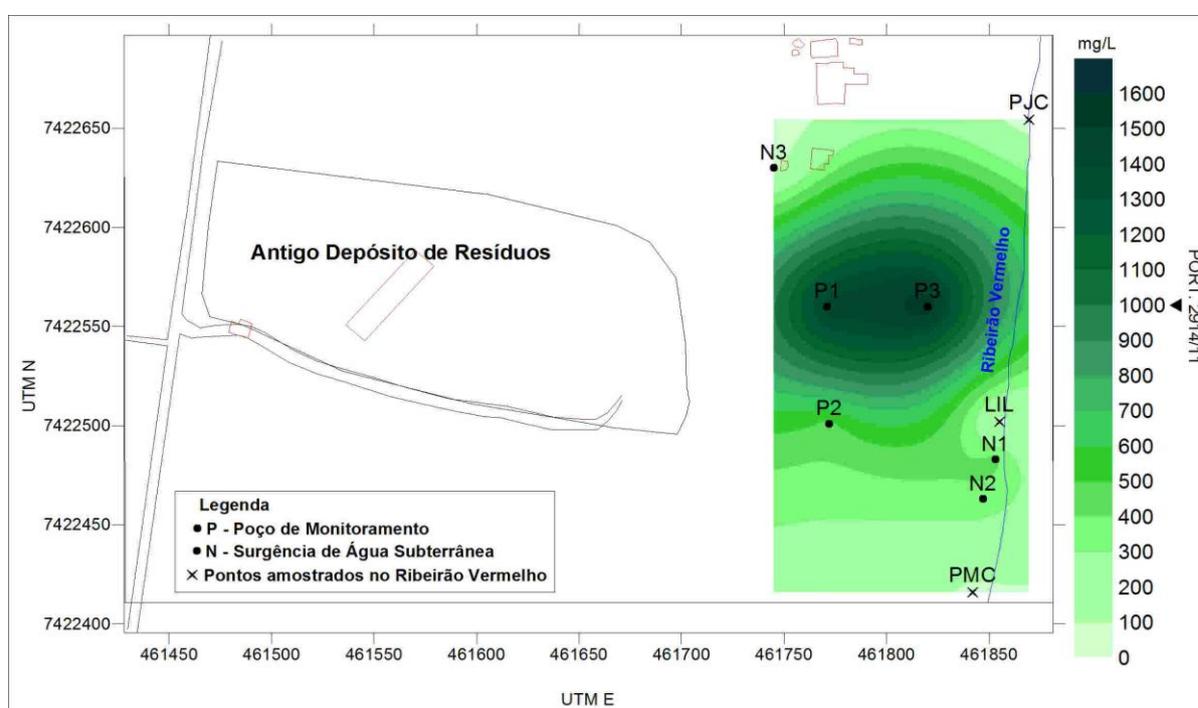


Figura 27 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para STD na área de estudo.
Fonte: Autor 2014.

5.3.7 Nitrito

Os valores de Nitrito foram muito baixos, sendo a maioria abaixo do limite de detecção do aparelho (simbolizado pelo sinal ND na Tabela 7), não sendo verificados teores acima do permitido para os íons de Nitrito (NO_2^-).

Uma das hipóteses para a não ocorrência de nitrito nas águas pode ser explicada pelo fato da rápida transformação do nitrito a nitrato pelas bactérias

Nitrobacter presentes no solo (Nitrificação) e pelo alto grau de mobilidade no nitrato que ao invés de ficar retido no solo é transportado até as águas subterrâneas, rapidamente.

A Figura 28 demonstra as isolinhas de concentração de nitrito ao longo dos pontos amostrados

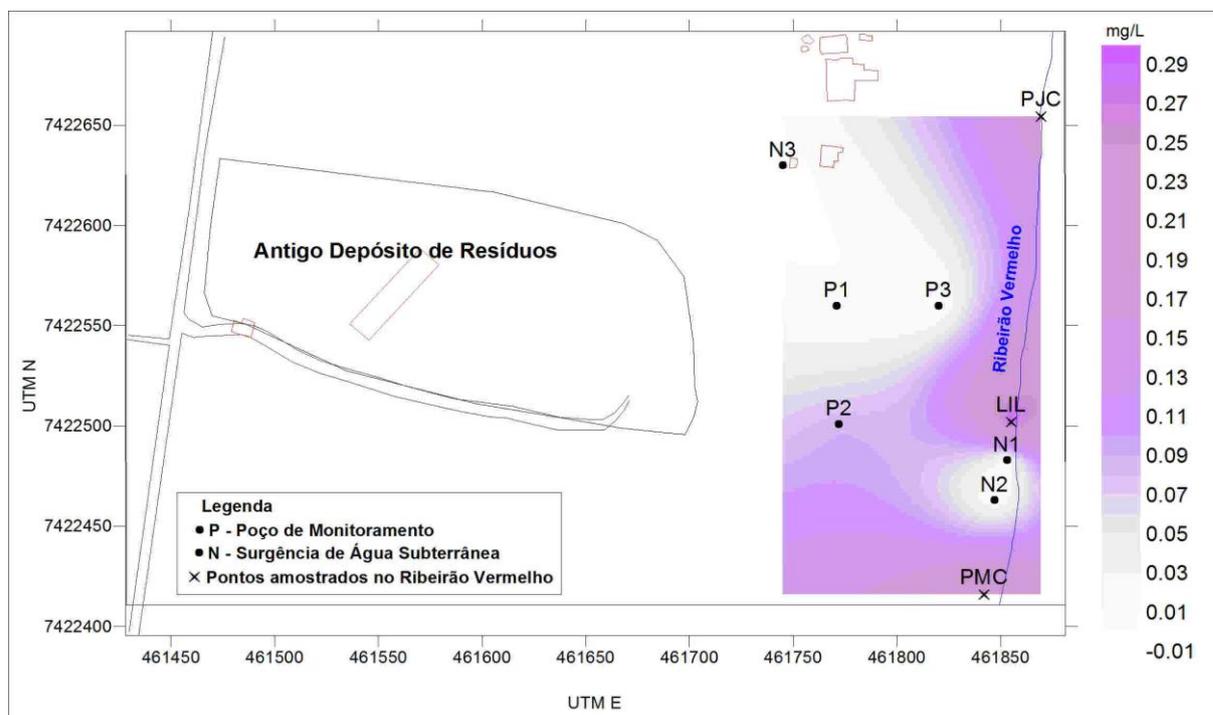


Figura 28 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Nitrito (NO_2^-) na área de estudo. Fonte: Autor 2014.

5.3.8 Cor

A cor de uma água é consequência de substâncias dissolvidas. A medida da cor de uma água é feita pela comparação com soluções conhecidas de platina-cobalto ou com discos de vidro corados calibrados com a solução de platina-cobalto.

Uma unidade de cor corresponde àquela produzida por 1mg/L de platina, na forma de íon cloroplatinado. Especial cuidado deve ser tomado na anotação do pH em que foi realizada a medida, pois sua intensidade aumenta com o pH. Da mesma forma a cor é influenciada por matérias sólidas em suspensão (turbidez), que devem ser eliminadas antes da medida.

Na Tabela 7 vemos que os valores encontrados nos poços de monitoramento P1, P2 e P3 são de 10mgPtCo/l, 40mgPtCo/l, 35 mgPtCo/l, respectivamente. De acordo com Von Sperling (1996) os sólidos dissolvidos são os principais responsáveis pela coloração das água, ou seja, quanto maior a quantidade de STD, maior será o valor de Cor por litro encontrado. Porém, esta relação não foi verificada no presente estudo, pois o poço 2 (P2) foi o que apresentou o maior valor de cor, mas também foi o que o poço, entre os três poços de monitoramento, que apresentou menor quantidade de STD analisado.

5.3.9 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio disponível em um sistema é consumido à medida que exista uma maior quantidade de agentes redutores no meio a ser estudado.

Segundo Gonçalves et al., (2009), quando a chuva entra em contato com o material de um lixão ou aterro sanitário, ela se encontra oxidada, devido ao contato com o oxigênio do ar. Porém, quando ela percola através do resíduo, ela reage com a matéria orgânica degradável e o oxigênio dissolvido é consumido para formar CO₂ e H₂O tornando assim a substância gerada reduzida e baixando a concentração de oxigênio dissolvido no chorume.

Na Tabela 7, é possível notar que os valores de oxigênio dissolvido encontrados para os três poços de monitoramento (P1,P2 e P3, respectivamente) não ultrapassam os 6mg/l estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, pois nas águas subterrâneas as concentrações de OD podem estar em pequena quantidade, já que maior parte do ar dissolvido é consumido na oxidação da matéria orgânica durante a percolação da água na zona de aeração.

5.3.10 Nitrato

O nitrato é um constituinte inorgânico nocivo à saúde que pode ser encontrado na água subterrânea. Devido à sua alta mobilidade e estabilidade

química apresenta uma ocorrência problemática. Nas águas subterrâneas é comum a ocorrência de baixos teores de nitrato, substância que representa o estágio final da degradação da matéria orgânica. Mas em concentrações acima do valor de potabilidade essa ocorrência se torna um problema (FINEZA, 2008).

Na Tabela 7 os valores de Nitrato apresentam anomalias para os poços P1, P2, P3, N1, N2 e LIL conforme estabelecido pelas legislações mencionadas.

A Figura 29 mostra o mapa com os valores de isoconcentrações de nitrato para os pontos analisados na área de estudo. A partir desta podemos visualizar que as maiores contaminações segue exatamente o fluxo subterrâneo, vemos o desenho da espacialização da pluma de contaminação à jusante do antigo depósito de resíduos sólidos de Rolândia.

Segundo Pivelli e Kato (2006) a oxidação da amônia a nitrato leva a queda de pH. Deste modo, comparando a Figura 22, referente ao mapa de isolinhas de concentrações de pH na área de estudo, verificamos que os locais com menores valores de pH (pontos N1, N2 e P2), conseqüentemente apresentam os mais valores de íons de nitrato como demonstrado na Figura 28.

Segundo Elis (1998) o nitrato pode ser removido das camadas superficiais do solo para a água, em função da maior mobilidade em relação aos demais elementos da série nitrogênio.

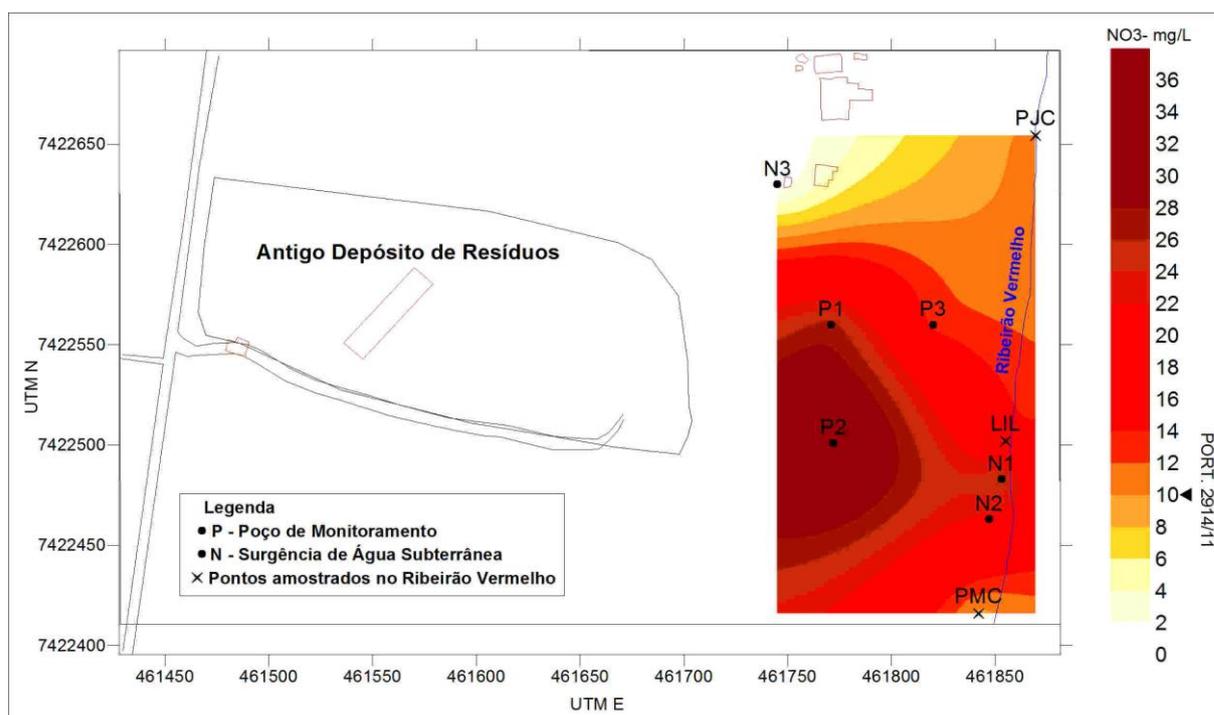


Figura 29 - Mapa indicando as isolinhas de concentração para Nitrato (NO₃) na área de estudo. Fonte: Autor 2014.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A sociedade em geral e, principalmente, a população urbana sofre diariamente com as consequências da condução e de adoção equivocadas para a questão do lixo, pois a ineficiência ou até a inexistência de políticas para o manejo adequado dos resíduos acentua os riscos de contaminação do solo, do ar e da água.

Contudo, com a obrigação dos municípios brasileiros de implantar uma nova gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, a atenção também deve ser dada ao encerramento dos muitos lixões espalhados pelo país, pois simplesmente aterrá-lo, ou abandoná-lo, tem-se início de um novo problema, cujos impactos ambientais se propagarão durante anos, como comprovado por este estudo no antigo lixão de Rolândia.

A Figura 30 mostra vários resíduos praticamente inalterados, mesmo com o encerramento do lixão a mais de 10 anos, tais como: moedas, vidros de remédios e perfumes, solas de sapatos, latas de tinta, copos. Isto comprova que os impactos ocasionados pelos resíduos persistirão até quando houver a degradação completa dos resíduos, ou seja, muitos anos ainda estão por vir.



Figura 30 - Imagens evidenciando os ambientes e resíduos encontrados no período de estudo. Fonte: Autor 2014.

Como mostrado, o antigo lixão de Rolândia não sofreu quaisquer obras técnicas de engenharia para a remediação dos impactos provocados pela disposição inadequada dos resíduos sólidos, após a sua desativação. O lixo depositado diretamente ao solo natural foi simplesmente recoberto por material inerte, não havendo preocupações com os efluentes gerados pela decomposição da matéria orgânica presente no lixo.

6.1 CONCLUSÕES

Dessa forma, os levantamentos realizados com base nos objetivos traçados definiram a seguir as conclusões do presente trabalho:

- As condições de encerramento foram conduzidas de forma imprópria em relação à proteção ao meio ambiente local;
- O monitoramento da oscilação do nível freático nos três poços de monitoramento correlacionados com a precipitação diária no período total de 350 dias de estudo, mostrou que a elevação do nível freático possui uma rápida resposta em relação a entrada de água por precipitação. Assim, o aquífero freático na área de estudo, recebe em geral recargas que foram distribuídas durante todo o período de realização da pesquisa, o que implica em uma maior infiltração da água através da massa de resíduos sólidos produzindo lixiviados e favorecendo a migração de contaminantes pelas zonas saturadas e não-saturadas.
- A condutividade hidráulica (K) do aquífero possui duas zonas distintas dentro do perfil do manto de alteração: Uma entre a zona saturada e outra entre a zona não saturada. A primeira condutividade foi baseada de acordo com Santos (2003) com base no método de Hvorslev, no qual se obteve um valor médio de $8,35 \times 10^{-3}$ cm/s, representando uma condutividade hidráulica mediamente elevada. A segunda condutividade hidráulica foi calculada com base no método do permeâmetro de Guelph e no cálculo da porosidade efetiva determinou-se um valor para (K) igual a $1,93 \times 10^{-4}$ cm/s, o que significa uma camada de solo com características de um material pouco permeável.

- Nesse sentido, a partir da Lei de Darcy, foram calculadas as velocidades de fluxo subterrâneo. Dessa forma, os contaminantes gerados pela decomposição dos materiais depositados no antigo lixão levaria um total de apenas 16 dias aproximadamente para atingir o ribeirão Vermelho a jusante, na mesma vertente.
- A análise hidroquímica dos elementos evidenciou anomalias presentes nos poços de monitoramento (P1,P2 e P3) e nos pontos amostrados na área no entorno do passivo ambiental, assim a pluma de contaminantes liberada pela decomposição dos resíduos sólidos aterrados, afeta sobremaneira a qualidade das águas. Vale reassaltar que apenas na nascente fora da zona de influência do lixão (N3) os valores da análise apresentaram-se bastante discrepantes, ou seja, não contaminada.
- Os trabalhos aqui efetuados demonstraram a necessidade de estudos hidrogeológicos e hidroquímicos, a partir de uma perspectiva ambiental, nas adjacências de áreas utilizadas para a destinação final de resíduos sólidos urbanos, especialmente os lixões.
- Trabalhos de remediação mostra-se de suma importância a partir dos diagnósticos confirmados na área do antigo lixão de Rolândia. Deste modo, uma possível e próxima etapa para dar continuidade no presente trabalho, trata-se na remediação e recuperação da área degradada.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. B. O. **Emprego do Permeômetro Guelp na determinação da permeabilidade do solo das camadas de lixo e sua cobertura**. 2001.90p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos, Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 9896**: Glossário de poluição das águas - Terminologia, Rio de Janeiro, 1993.

_____. **NBR 10.006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, Rio de Janeiro, 2004

_____. **NBR 10.007**: Amostragem de resíduos sólidos, Rio de Janeiro, 2004

ABRELP (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais). **Panorama Nacional Resíduos Sólidos No Brasil 2012**. Conselho de Administração - Gestão 2012-2015.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. **Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços**. Divisão de Bromatologia e Química do Instituto Adolfo Lutz. Revista de Saúde Pública. USP, v. 32, n.2,p.531-537. São Paulo,1998.

ANA. Águas subterrâneas. Agência Nacional de Águas - **Superintendência de Informações Hidrológicas** – SIH- Brasília, Agosto/2002.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water**, 20th edition. Washington. 1998.

ARAUJO, A.E.M. **Avaliação dos parâmetros físicos, químicos e índice de qualidade de água no Rio Saúde, em razão da precipitação (Maio a Dezembro 2004)**. Estudo de caso, 2006.p.107. Dissertação (Mestrado em Climatologia). UFA, 2006.

BARBOSA,C.M .S.; MATTOS,A. Conceitos e Diretrizes para recarga artificial de Aquíferos. In: XV CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Natal - RN, 2008 **Anais...** Natal: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA; J. C.; DE BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª edição. São Paulo: Pearson Prentice hall, 2005.

BRASIL. **Lei nº12.305 de 02 de Agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.

_____. **Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981**. Institui a Política Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 1981.

BRASIL. **Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº396, de 03 de Abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, 2008.

CAICEDO, N. **Água Subterrânea**. In: TUCCI, C.E.M.(org.). Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: EDUSP, 1993.

CALDERONI, S. **Os bilhões perdidos no lixo**. 2ª ed. São Paulo: Humanitas/FFLCH/USP, 1998.

CELLIGOI, A.; SANTOS, M. M.; VIANA, T. R. **Análise e interpretação do gradiente hidráulico do aquífero freático em uma área na região sul de Londrina-PR**. Geografia - Revista do Departamento de Geociências. UEL, v. 10, n. 1, p. 79-87, 2001.

CETESB. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas: Norma CETESB, 1988**. São Paulo, CETESB, 1999. 32p.

CETESB; **Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo**. 2004– 2006/CETESB. São Paulo: CETESB, 2007. 199 p.

CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; EATON, A.D. **Standar methods for the examination of water and wastewater**. 20th.ed. Washington, DC: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 1998. 1325p.

DEUS, A. B. S. **Tratamento de lixívias produzidas em aterros sanitários.** Monografia de especialização em recursos hídricos e saneamento. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998.

DOURADO, K. A. **Condutividade Hidráulica de Materiais de Baixa Permeabilidade: Desenvolvimento, Construção e Teste de um sistema de Medida.** Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, p. 5, 2003.

ELIS,V.R. **Avaliação da aplicação de métodos elétricos de prospecção geofísica no estudo de áreas utilizados para disposição de resíduos sólidos.** 264p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP, 1998.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia;** 2ª Edição; Rio de Janeiro; Interciência; 1998.

FAGUNDES,G.S. **Influência do Antigo Lixão do Roger, João Pessoa, nas Águas Subterrâneas Locais.** Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental. Universidade Federal da Paraíba (UFPB). João Pessoa - PB, 2010.

FAVERO, J.L.; MUNIZ, A. R.; SANTOS, R. P. B. **Análise teórico-experimental da dispersão de poluentes líquidos em solos.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, v. 12, nº 4, p. 410 – 416, out/dez 2007.

FAZZIO, A.L; SILVA,F.V; FERREIRA,I.V.L, et al., **Potenciais fontes de contaminação e qualidade das águas subterrâneas na cidade de Maceió.** XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. Maceió, 2009.

FEITOSA, F. A. C; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações.** 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000. 391 p.

FEITOSA, F.A.C; MANOEL FILHO, J; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J.(organizadores) .**Hidrogeologia. Conceitos e Aplicações**. 3ª Edição; Rio de Janeiro; CPRM: Serviço geológico do Brasil, LABHID,2008. 812 p.

FERREIRA, J.A.; ANJOS, L.A.; Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais. **Revista Saúde Pública**, v.15, n.3,p.689-696,2001.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**, 4. ed., New Jersey: Prentice Hall, 2001.

FIGUEIREDO, P.J.M. A sociedade do lixo: os resíduos, a questão energética e a crise ambiental. São Paulo: Editora Unep, 1995. IAP (Instituto Ambiental do Paraná). **Relatório da situação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no estado do Paraná 2012**. Departamento de licenciamento de atividades poluidoras. Curitiba, 2013

FINEZA, A. G. **Avaliação da contaminação de águas subterrâneas por cemitérios: estudo de caso de Tabuleiro – MG**. 2008, 54 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2008.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; MORAES, E. M.; ADORNO, M. A. T.; PAIM, A. P. S.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; CANTO, C. S.; DAMASCENO Le. H. S. **Métodos de Análises Físico-Químicas de Rotina de Águas Residuárias Tratadas Biologicamente**. 2005.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, 2012. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>>. Acesso em 16/08/2014.

GOLDBERG, M.S.; HOMNSI, A.L.; GOULET, L.; RIBERDY, H. Incidence of cancer among persons living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec. **Revista Arch Environ Health**, v.50,n.6,p.416-424,1995.

GONGALVES, C.; CRUZ,L.T.M.; SILVÉRIO,P.F. **Soluções Rastreáveis e Estáveis para Determinação de Oxigênio Dissolvido em Águas Subterrâneas: Melhoria da Qualidade Técnica dos resultados de campo**. In: I CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO. São Paulo - SP, 2009. Anais... São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

IAPAR. INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Agrometeorologia - Dados diários de Londrina**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 18/Jul/2014.

IBGE. **Geografia do Brasil** - Região Sul - Rio de Janeiro, v.5. 1997.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2008). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoadevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 18/Set/2013.

KARMANN, I. Águas subterrâneas. In: TEIXEIRA, W.; MOTTA, T, M.C.; FAIRCHILD, T, R.; TAIOLI, F. (Ed). **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de textos, 2001, p. 113-138.

LANDIN, et al., **Introdução à confecção de mapas pelo Software Surfer**. Departamento de Geologia Aplicada (IGCE). UNESP - Câmpus Rio Claro, 2002.

LEAL, A. de S. **Água Subterrânea – usos e ocorrência**. Disponível em: <<http://www.estado.dogurgueia.nom.br/pesquisa/aguassubterraneas.htm>>. Acesso em: 03.mai.2014.

LEITE, W. C. A. Manejo e gerenciamento de resíduos. In: TAULK-TORNISIELO, S. M.; GOBBI, N.; FORESTI, C.; LIMA, T.S. (orgs.) **Análise Ambiental: Estratégias e ações**. São Paulo: Editora T. A. Queiroz, 1995.

LIMA, J.S. **Avaliação da Contaminação do Lençol Freático do Lixão Município de São Pedro da Aldeia -RJ**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Rio de Janeiro - RJ, 2003.

LUCAS, M. C. **Influência da precipitação e do uso do solo sobre a taxa de recarga em zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani**. 2012. 154p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro/Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, 1981.

MELLO, V. F. B. de & TEIXEIRA, A. H. **Mecânica dos Solos**. São Carlos: Escola de Engenharia, 1967.

MELO, A. C. A; BARROS, M. V. F; FERNANDES, F. Diagnóstico da gestão de resíduos sólidos urbanos no município de Rolândia (PR). **Geografia (Londrina)**, Londrina, v. 20, n. 2, p. 5-28, maio/ago. 2011.

MELO, A. C. A. Resíduos Sólidos Domiciliares na Cidade de Rolândia-PR.: **Coleta seletiva e reaproveitamento – reciclagem**. Monografia de conclusão de curso. Departamento de Geociências/CCE. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 1999.

MENEZES, D.B.; CONTIN NETO, D.; SCHALCH, S. Diagnóstico de impactos no meio físico causado por depósito de resíduos sólidos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. Salvador - BA, 1995 **Anais...** Salvador: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

MILANI, E.J. Orogenias Paleozóicas no Domínio Sul- Ocidental do Godwana e os Ciclos de Subsidência da Bacia do Paraná. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 28, n. 4, p.473-484, dez. 2004.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil** - Rio de Janeiro: IBGE, 2º ed., Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1989.

PÁDUA, V. L. de.; FERREIRA, A. C. da S.. **Qualidade da água para consumo humano**. In: PÁDUA, Valter Lúcio de; HELLER, Léo.(organizadores) Abastecimento de água para consumo humano. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2006.

PALMER, S.R.; DUNSTAN, F.D.J.; FIELDER, H.; FONE, D.L.; HIGGS, G.; SENIOR, M.L. Risk of congenital anomalies after the opening of landfill sites. **Revista Environ Health Pesp**, v.113,n.10,p.1362-1365,2005.

PEDE, M. A. Z. **Caracterização da condutividade hidráulica do embasamento cristalino alterado saturado na região metropolitana de São Paulo**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004 142p.

PETRI, S.; FÚLFARO, V. J. **Geologia do Brasil**. EDUSP. São Paulo, SP. 1983.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo. ABES. 2006.

RABELO, J.L. **Estudo da Recarga do Aquífero Guarani no Sistema Jacaré-Tietê.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

SACHALCH, V.; LEITE, W.C.A.; FERNANDES JÚNIOR, J.L.; CASTRO, M.C.A.A. (2002). Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos. **Apostila...** São Carlos: Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, 93p.

SANTOS, M. M. **Avaliação do aquífero freático a jusante de um antigo depósito de resíduos em Rolândia-Pr.** Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2003.

SANTOS, M. M. **Avaliação hidrogeológica para determinação da vulnerabilidade natural do Aquífero freático em área selecionada na cidade de Londrina (PR).** 2005. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

SANTOS, F. E; SOUZA, E.; SILVA, R.; BARRETO, H.H.C.; INOMATA, O.N.K.; LEMES, V.R.R.; KUSSUMI, T.A.; Rocha, S.O.B. Grau de exposição a praguicidas organoclorados em moradores de aterro a céu aberto. **Revista Saúde Pública**, v. 37, n. 5, p.512-5188, 2003.

SCHNEIDER, R. L. et al. Revisão estratigráfica da Bacia do Paraná. XXVIII Congresso Sociedade Brasileira de Geologia. Porto Alegre-RS. **Anais...**, 1974.

SISSINO, C.L.S; MOREIRA JC. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Revista Saúde Pública**, v. 37, n. 4, p.515-522, 1996.

STIPP, N. A. F.; Principais tipos de solos da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. E. BIANCHINI, E., SHIBATTA, O. A., PIMENTA. J. A; (Ed). **A bacia do rio Tibagi.** Londrina: UEL, 2002, p. 39-44.

SOIL MOISTURE CORP. Model 2800K1, **Guelph Permeameter: Operating Instructions.** Santa Bárbara, CA 93105, 28p.

TERZAGUI, K. & PECK, R. B. **Soil Mechanics and Engineering Practice.** Wiley, New York 1967.

TRESSOLDI, M.; CONSONI, A. J. Disposição de resíduos sólidos. In: Antônio Manoel dos Santos Oliveira e Sergio Nertan Alves de Brito (Org). **Geologia de Engenharia**. Cap 21: p. 361-380. São Paulo, 1994.

VELOZO, R. **Caracterização geológico-geotécnica do lixão desativado de São Carlos - SP, com auxílio da geofísica**. 2006. 193p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de São Paulo, 2006.

VIEIRA S. A. **Manual da ciência do solo**. São Paulo: Agronômica Ceres LTDA. 1995.

VON SPERLING, M. **Introdução à quantidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª edição. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à quantidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 2005.