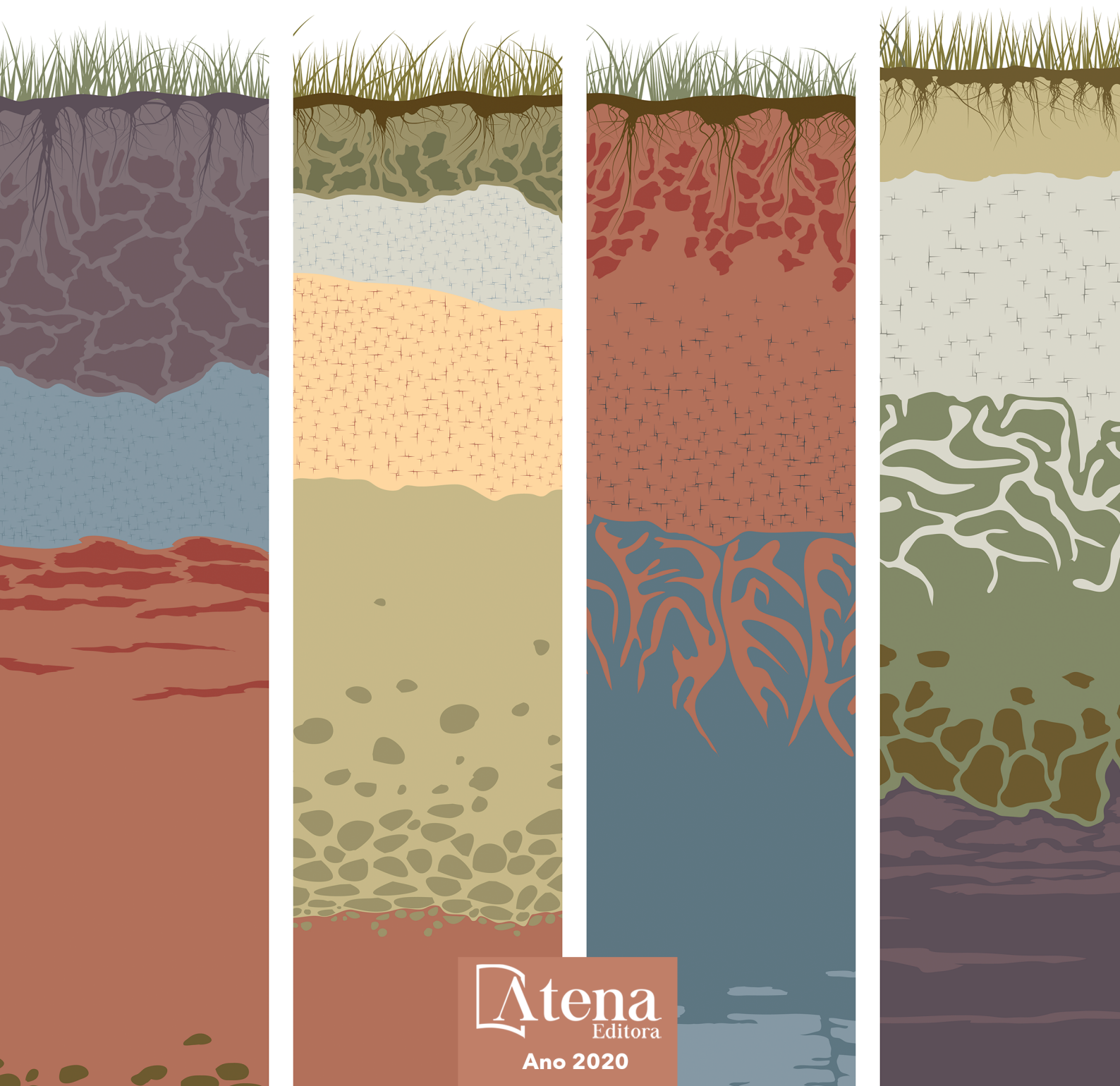


# Gestão de Aquíferos Impactados por Necrópoles

Mauro César de Brito Sousa  
Cleto Augusto Baratta Monteiro

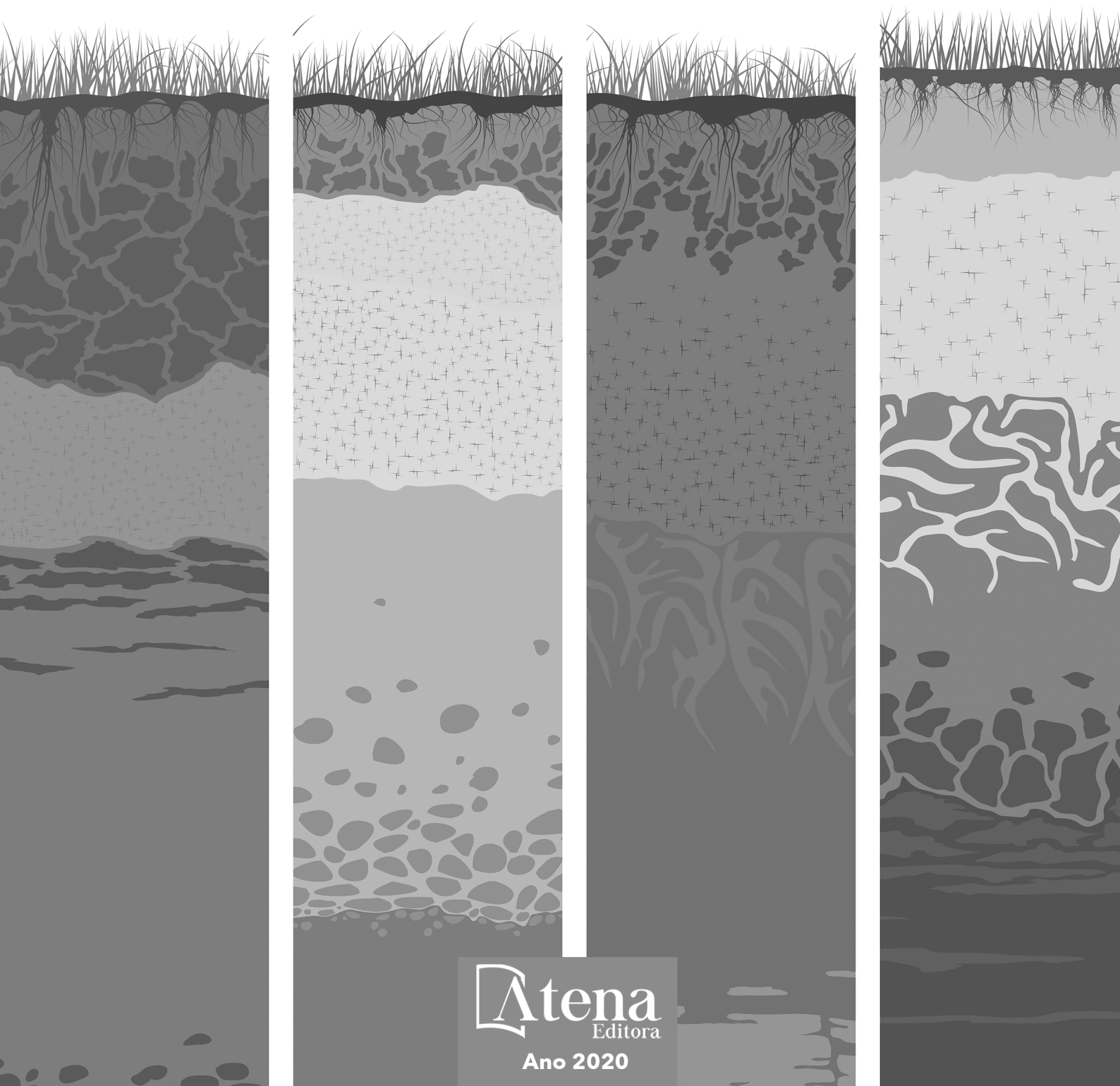


**Atena**  
Editora

Ano 2020

# Gestão de Aquíferos Impactados por Necrópoles

Mauro César de Brito Sousa  
Cleto Augusto Baratta Monteiro



**Atena**  
Editora

Ano 2020

2020 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do Texto © 2020 Os autores

Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

**Editora Chefe:** Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

**Diagramação:** Natália Sandrini de Azevedo

**Edição de Arte:** Lorena Prestes

**Revisão:** Os Autores



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores. Permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

### **Conselho Editorial**

#### **Ciências Humanas e Sociais Aplicadas**

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso

Profª Drª Angeli Rose do Nascimento – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense

Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa

Profª Drª Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – Universidade Estácio de Sá

Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima

Prof. Dr. Fabiano Tadeu Grazioli – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Prof. Dr. Gustavo Henrique Cepolini Ferreira – Universidade Estadual de Montes Claros

Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice

Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense

Profª Drª Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso

Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins

Prof. Dr. Luis Ricardo Fernando da Costa – Universidade Estadual de Montes Claros

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Universidade Federal do Maranhão

Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará

Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobon – Universidade Estadual do Centro-Oeste

Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia

Prof. Dr. Rui Maia Diamantino – Universidade Salvador

Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará

Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

### **Ciências Agrárias e Multidisciplinar**

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano  
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás  
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – Universidade Federal da Grande Dourados  
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná  
Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia  
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa  
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul  
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará  
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará  
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa  
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão  
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará  
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido  
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

### **Ciências Biológicas e da Saúde**

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília  
Profª Drª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas  
Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás  
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
Profª Drª Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília  
Profª Drª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina  
Profª Drª Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira  
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Prof. Dr. Fernando José Guedes da Silva Júnior – Universidade Federal do Piauí  
Profª Drª Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras  
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria  
Profª Drª Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco  
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará  
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas  
Profª Drª Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Profª Drª Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma  
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federaci do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá  
Profª Drª Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora  
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

### **Ciências Exatas e da Terra e Engenharias**

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto



Prof. Dr. Alexandre Leite dos Santos Silva – Universidade Federal do Piauí  
Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná  
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará  
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

### **Conselho Técnico Científico**

Prof. Me. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo  
Prof. Me. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza  
Prof. Me. Adalto Moreira Braz – Universidade Federal de Goiás  
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba  
Prof. Me. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Andrezza Miguel da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia  
Prof. Dr. Antonio Hot Pereira de Faria – Polícia Militar de Minas Gerais  
Prof<sup>a</sup> Ma. Bianca Camargo Martins – UniCesumar  
Prof<sup>a</sup> Ma. Carolina Shimomura Nanya – Universidade Federal de São Carlos  
Prof. Me. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Prof. Ma. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Cláudia Taís Siqueira Cagliari – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas  
Prof. Me. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará  
Prof<sup>a</sup> Ma. Daniela da Silva Rodrigues – Universidade de Brasília  
Prof<sup>a</sup> Ma. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco  
Prof. Me. Douglas Santos Mezacas – Universidade Estadual de Goiás  
Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil  
Prof. Me. Eduardo Gomes de Oliveira – Faculdades Unificadas Doctum de Cataguases  
Prof. Me. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita  
Prof. Me. Euvaldo de Sousa Costa Junior – Prefeitura Municipal de São João do Piauí  
Prof<sup>a</sup> Ma. Fabiana Coelho Couto Rocha Corrêa – Centro Universitário Estácio Juiz de Fora  
Prof. Dr. Fabiano Lemos Pereira – Prefeitura Municipal de Macaé  
Prof. Me. Felipe da Costa Negrão – Universidade Federal do Amazonas  
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Germana Ponce de Leon Ramírez – Centro Universitário Adventista de São Paulo  
Prof. Me. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária  
Prof. Dr. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná  
Prof. Me. Gustavo Krahl – Universidade do Oeste de Santa Catarina  
Prof. Me. Helton Rangel Coutinho Junior – Tribunal de Justiça do Estado do Rio de Janeiro  
Prof<sup>a</sup> Ma. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia  
Prof. Me. Javier Antonio Albornoz – University of Miami and Miami Dade College  
Prof<sup>a</sup> Ma. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho  
Prof. Me. Jhonatan da Silva Lima – Universidade Federal do Pará  
Prof. Me. José Luiz Leonardo de Araujo Pimenta – Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Uruguay  
Prof. Me. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco

Profª Ma. Juliana Thaisa Rodrigues Pacheco – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
 Profª Drª Kamilly Souza do Vale – Núcleo de Pesquisas Fenomenológicas/UFPA  
 Profª Drª Karina de Araújo Dias – Prefeitura Municipal de Florianópolis  
 Prof. Dr. Lázaro Castro Silva Nascimento – Laboratório de Fenomenologia & Subjetividade/UFPR  
 Prof. Me. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
 Profª Ma. Lilian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará  
 Profª Ma. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ  
 Profª Drª Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás  
 Prof. Me. Lucio Marques Vieira Souza – Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe  
 Prof. Me. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados  
 Prof. Dr. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual do Paraná  
 Prof. Dr. Michel da Costa – Universidade Metropolitana de Santos  
 Prof. Dr. Marcelo Máximo Purificação – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior  
 Prof. Me. Marcos Aurelio Alves e Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo  
 Profª Ma. Marileila Marques Toledo – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
 Prof. Me. Ricardo Sérgio da Silva – Universidade Federal de Pernambuco  
 Prof. Me. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados  
 Profª Ma. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal  
 Profª Ma. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo  
 Prof. Me. Tallys Newton Fernandes de Matos – Faculdade Regional Jaguaribana  
 Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

<b>Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)</b>	
S725g	<p>Sousa, Mauro César de Brito.            Gestão de aquíferos impactados por necrópoles [recurso eletrônico] / Mauro César de Brito Sousa, Cleto Augusto Baratta Monteiro. – Ponta Grossa, PR: Atena, 2020.</p> <p>Formato: PDF            Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader            Modo de acesso: World Wide Web            Inclui bibliografia            ISBN 978-65-5706-092-6            DOI 10.22533/at.ed.926200106</p> <p>1. Aquíferos. 2. Águas subterrâneas. 3. Mecânica do solo.            I. Monteiro, Cleto Augusto Baratta. II. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDD 624.15136</p>
<b>Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422</b>	

Atena Editora  
 Ponta Grossa – Paraná - Brasil  
[www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)  
 contato@atenaeditora.com.br

## SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO .....	3
OBJETIVOS.....	5
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
METODOLOGIA.....	27
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	40
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	73
REFERÊNCIAS.....	75
SOBRE OS AUTORES .....	80

## GESTÃO DE AQUÍFEROS IMPACTADOS POR NECRÓPOLES

Se inadequadamente localizadas ou insuficientemente protegidas, as necrópoles apresentam um importante problema de saúde pública e riscos de contaminação a aquíferos. Em Teresina, Piauí, o caso do cemitério Areias, localizado às margens do Rio Parnaíba e próximo do ponto de captação de água para abastecimento público, chama a atenção para o descaso da falta de gerenciamento de áreas contaminadas e reverbera o estado atual da gestão de aquíferos impactados por necrópoles no Brasil. Este estudo propôs a forma adequada de investigação do passivo ambiental causado por necrópoles. Além disso, utilizou a modelagem computacional de aquíferos para melhorar o diagnóstico de contaminação, adequando soluções que garantissem a qualidade e a simplicidade do modelo. Ademais, este estudo propôs a implantação de dispositivos que melhorassem os critérios de licenciamento indicados pela Resolução CONAMA 368/2006. Os resultados demonstraram que o uso das etapas sugeridas pode auxiliar no gerenciamento de aquíferos impactados por necrópoles e prevenir o surgimento de novos passivos ambientais em área urbana.

**PALAVRAS-CHAVE:** águas subterrâneas; necrópoles; contaminação; modelo computacional; gestão.



## AN APPROACH FOR MANAGING GROUNDWATER IMPACTED BY CEMETERIES

If inappropriately located or insufficiently protected, the necropolis mean an important problem for public health and contamination risks to aquifers. In Teresina, Piauí, the case of the cemetery Areias, located near the Parnaíba River and close to the water intake for public supply, calls attention to negligence the management of contaminated areas and reflects the current state of aquifers management impacted by necropolis in Brazil. This study indicated the appropriate form of investigation environmental liabilities caused by necropolis. In addition, used the computer modeling of aquifers to improve the diagnosis of contamination, adapting solutions to ensure the quality and simplicity of the model. Furthermore, this study proposed the implementation of devices to improve the licensing criteria set by CONAMA Resolution 368/2006. The results showed that the use of the suggested steps can help manage aquifers impacted by necropolis and prevent the development of new environmental liabilities in urban areas.

**KEYWORDS:** groundwater; cemeteries; contamination; computer modeling; management

Conforme a CETESB (1999), uma área pode ser considerada contaminada quando ocorre comprovadamente poluição ou contaminação ocasionada por substâncias que tenham sido depositadas no terreno de forma planejada, acidental ou natural. As substâncias podem ser propagadas pelo ar, solo, águas subterrâneas e águas superficiais, determinando impactos negativos com implicações ambientais, econômicas, sociais, jurídicas e de saúde pública.

A inquietação dos países desenvolvidos com os passivos ambientais, legado das áreas contaminadas, tomaram corpo com o episódio de contaminação em Niagara Falls (EUA) em 1970. Nesse episódio, um canal preenchido com resíduos industriais ocasionou inúmeros danos ambientais e prejuízos à saúde da população. A partir desse evento, as políticas ambientais investiram na gestão de áreas contaminadas, procurando minimizar o aparecimento de novos sinistros.

Em países em desenvolvimento, a contaminação das águas subterrâneas acontece irrestritamente, ocasionada por descargas não tratadas de efluentes urbanos e industriais, vazamento de produtos químicos e eliminação de resíduos sólidos oriundos da alta dependência de aterros não controlados e lixões.

Em Teresina, capital do Piauí, Brasil, os impactos comumente identificados são caracterizados por áreas potencialmente contaminadas pela disposição irregular dos mais variados tipos de resíduos urbanos e a alta taxa de contaminação dos corpos hídricos por efluentes residenciais não tratados.

O caso do cemitério Areias, por exemplo, chama a atenção para o descaso da falta de gerenciamento de áreas contaminadas e seus impactos aos aquíferos na capital piauiense. Localizado às margens do Rio Parnaíba, principal manancial de água da cidade e à montante do ponto de captação da Companhia de Águas e Esgotos do Estado do Piauí (AGESPISA), o cemitério ameaça a comunidade local pela possibilidade de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região.

Os cemitérios, embora coadjuvantes dentre os tipos de áreas potencialmente contaminadas, também apresentam riscos ao meio ambiente e possibilidade de contaminação dos aquíferos freáticos. Sabe-se que em outros momentos, alguns estudos ao redor do mundo apontaram para a contaminação de cemitérios em águas subterrâneas, donde citam-se a probabilidade de doses infectantes de microrganismos patogênicos sendo transportada via fluxo subterrâneo e variáveis

químicas ultrapassando os valores normativos de aceitação pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

Entretanto, há a dificuldade em associar a alteração comumente apontada em subsuperfície à presença prioritária do cemitério na região, permanecendo a dúvida sobre qual o tipo de impacto esperado por esses passivos ambientais. No Brasil, os estudos já realizados ocorreram sem o delineamento necessário dos métodos, referências e normas que se dispõe hoje para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Além do mais, os cemitérios nunca foram considerados nas listas de fontes tradicionais de contaminação ambiental brasileiras (SILVA, 2008), gerando dúvidas sobre a forma adequada de verificação da contaminação e prevenção ao surgimento de novas áreas contaminadas por essa atividade.

A situação torna-se mais delicada pelo fato de que a maioria das necrópoles foi locada sem planejamento adequado, em áreas que hoje apresentam-se densamente povoadas, sobre aquíferos freáticos vulneráveis e muitas vezes às margens de corpos hídricos superficiais. Segundo boletim técnico da ABAS (2001), no Brasil, praticamente a totalidade dos cemitérios municipais apresentam algum problema de cunho ambiental ou sanitário. Além disso, é comum que a comunidade de baixa renda, localizada nas imediações dos cemitérios, utilize as águas dos aquíferos freáticos sem o conhecimento dos perigos de contaminação.

Dessa forma, o caso do cemitério Areias, localizado na área urbana de Teresina (PI), é uma situação que reverbera o estado atual da gestão de áreas impactadas por necrópoles no Brasil, e por isso pode ser utilizada como objeto de estudo a fim de dirimir os riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente.

Nessa pesquisa, foi proposta uma metodologia de gerenciamento de áreas impactadas por necrópoles. A partir do caso do cemitério Areias, aliado à pesquisa de outros casos publicados, determinou-se a investigação do passivo ambiental e o tipo de contaminação característico esperado. Além disso, utilizou-se a modelagem computacional de aquíferos para dar maior subsídio ao diagnóstico de contaminação, atentando-se para soluções que pudessem garantir não só a qualidade, mas também a simplicidade do modelo. Ademais, para melhorar os critérios de avaliação de propostas de instalação de necrópoles, este estudo propôs a implantação de dispositivos que incrementassem e melhorassem os critérios de licenciamento indicados pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006).

## Objetivo Geral

Propor uma metodologia de gerenciamento para aquíferos impactados por necrópoles que integre a identificação da contaminação, o diagnóstico adequado e as medidas de prevenção ao surgimento de novos passivos ambientais.

## Objetivos Específicos

- Definir a partir de estudos brasileiros e internacionais, o tipo de contaminação característica e indicadora do impacto dos cemitérios em aquíferos;
- Avaliar a aplicabilidade das normas brasileiras de investigação de passivos ambientais (ABNT, 2007b; ABNT, 2011) para a realidade da contaminação esperada em necrópoles, utilizando o cemitério Areias (Teresina-PI) como estudo de caso;
- Modelar o aquífero nas imediações do cemitério Areias a partir do teste de condições de contorno diferenciadas no modelo conceitual. Utilizar o Método Interativo do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) para calibração do fluxo subterrâneo, considerando o teste de sondagem do solo na localidade para a estimativa inicial da condutividade hidráulica;
- Propor uma abordagem preventiva de passivos ambientais, com a implantação de dispositivos que incrementem os critérios de licenciamento de necrópoles da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006);
- Avaliar a abordagem preventiva proposta utilizando o cemitério Areias (Teresina PI) e cemitério Bom Jardim (Fortaleza CE) como estudos de caso;
- Apresentar o fluxograma que sumariza a abordagem de gerenciamento proposta na pesquisa.



# REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

## 3.1 A questão das áreas contaminadas e as políticas de gerenciamento

A partir da Revolução Industrial, nos séculos XVIII e XIX, potencializou-se os tipos de contaminação capazes de impactar solos, águas superficiais e águas subterrâneas, tornando-os impróprios para a sobrevivência e uso de muitos organismos vivos. Com o desenvolvimento tecnológico no século XX, novos atores incrementaram as modificações que transformaram e degradaram o meio, gerando inúmeros passivos ambientais pelo uso intensivo de combustíveis fósseis (fator de impacto global), novos produtos químicos e devido ao elevado crescimento populacional (SWARTJES, 2011).

Normalmente a variedade de atividades que impactam os solos e as águas subterrâneas dependem do desenvolvimento dos setores produtivos e níveis de contaminação permitidos em cada nacionalidade. Na Europa, América do Norte e Japão, existe uma forte semelhança de atividades tipicamente contaminantes, como a produção industrial (principal impactante mundial), o processamento de petróleo, os tanques de combustível, a mineração, a disposição de resíduos urbanos, o tratamento de resíduos hospitalares e industriais, e o uso de solo contaminado para desenvolvimento habitacional (BRANDON, 2013).

Nos países em desenvolvimento, a eliminação irregular de resíduos industriais ou químicos sem tratamento prévio, os efluentes urbanos e os resíduos sólidos são identificados como os grandes agentes no impacto de áreas e geração de passivos ambientais (SPÍNOLA, 2010; BRANDON, 2013).

Na América Latina, a falta de destino adequado para os resíduos sólidos e instalações impróprias de tratamento e disposição de esgoto resultam em contaminação significativa nas grandes áreas metropolitanas e águas subterrâneas. Segundo Brandon (2013), os impactos identificados em países latino americanos podem facilmente estar relacionados à rápida expansão urbana e à falta de uma infraestrutura que satisfaça às demandas do elevado incremento populacional.

Na Europa são estimados cerca de três milhões de áreas potencialmente contaminadas, das quais 250 mil estão efetivamente necessitando de remediação. Nos EUA cerca de 1300 áreas estão atualmente na Lista de Prioridades Nacionais para remediação e muitas outras estão sendo tratadas em instâncias estaduais

(BRANDON, 2013).

Na América Latina, os países estão na fase embrionária dos seus inventários de locais potencialmente contaminados. Particularmente no Brasil, destaca-se o trabalho de gerenciamento desenvolvido pelo Estado de São Paulo através de sua instância ambiental CETESB (SPÍNOLA, 2011).

Segundo a CETESB, a primeira lista de áreas contaminadas do Estado de São Paulo, em maio de 2002, registrava apenas 255 áreas impactadas. Em atualização realizada em dezembro de 2013 foram aferidos 4.771 registros no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas (CETESB, 2014).

Se por um lado a curva de contaminação e identificação de passivos ambientais têm permanecido em crescimento ascendente desde o século XVIII, por outro, as políticas de proteção ambiental e gerenciamento de passivos ambientais demoraram a reagir aos impactos relacionados à contaminação de solos e águas subterrâneas. Isso porque, embora alguns tribunais lidassem com questões relacionadas à proteção da saúde pública desde o século XIV, não havia uma preocupação mais abrangente que tratasse da proteção ambiental (BRANDON, 2013).

Somente no final dos anos 70, alguns acontecimentos impulsionaram os países desenvolvidos à regulação das atividades potencialmente contaminantes de solos e mananciais de águas. No primeiro acontecimento de destaque, em um incidente conhecido por Love Canal, descobriu-se 22 toneladas de resíduos químicos enterrados em canais de um bairro residencial em Nova York (EUA) (ROCCA, 2010; SPÍNOLA, 2011; SWARTJES, 2011). Em outro episódio, também nos anos 70, o uso de resíduos industriais no processo construtivo de edificações ocasionou a contaminação do solo por metais pesados em um conjunto habitacional em Lekkerkerk (Holanda) (SPÍNOLA, 2011).

Quando esses dois casos foram descobertos e divulgados, o assunto das áreas contaminadas veio à atenção do público e dos gestores de alguns poucos países desenvolvidos, como os Estados Unidos, Japão e Holanda, impulsionando a criação de legislações específicas que tratassem do assunto (BRANDON, 2013).

Em escala global, o conhecimento do impacto de áreas contaminadas ficou evidente para a sociedade apenas na década de 1990 (BOYD, 1999). Até então inexistia a percepção de que os seres humanos sofriam algum tipo de risco pela exposição a compostos químicos enterrados e afastados da comunidade local (SPÍNOLA, 2011).

Segundo Sánchez (2001):

As substâncias tóxicas presentes em áreas contaminadas podem entrar em contato direto com a pele ou ser ingeridas por crianças ou ainda se fixar em partículas sólidas e serem inaladas. As substâncias tóxicas podem ser transferidas para as águas subterrâneas e se infiltrar em redes de distribuição de água potável. Finalmente, essas substâncias podem ser tóxicas para a vegetação e influenciar negativamente o crescimento de plantas. (SANCHEZ, 2001, p.95).

Como instrumental básico dos esforços para prevenir os casos de contaminação

nos países desenvolvidos, iniciou-se uma campanha de coleta e análises de dados nacionais sobre os passivos existentes. Além disso, buscaram-se medidas que incentivassem a recuperação de áreas contaminadas através de uma variedade de instrumentos financeiros e incentivos fiscais (SANCHÉZ, 2001).

Em contrapartida, nos países em desenvolvimento, a gestão esbarrou na ausência de informações confiáveis, na falta de alcance da regulamentação, na deficiência de conhecimento científico sobre a contaminação e na falta de prioridade devido a problemas mais urgentes, como as questões de saúde e pobreza (BRANDON, 2013).

Conforme Sanchez (2001), as primícias para o gerenciamento de áreas contaminadas dependem da força da opinião pública e dos grupos que pressionam a formulação de políticas públicas. Dependem também da importância dos órgãos ambientais perante os demais setores do governo, de sua competência na fiscalização das leis preexistentes e proposição dos avanços necessários para melhoria da gestão em questão. Certamente tais princípios inexistem ou encontram-se em fase incipiente nos países em desenvolvimento.

Segundo Sanchéz (2001), existem diferentes tipos de respostas ao problema da gestão de áreas contaminadas, das quais se destacam a abordagem negligente, a abordagem reativa, a abordagem corretiva e a abordagem preventiva.

A abordagem negligente é uma resposta característica de localidades onde não há reconhecimento público do problema. É comum que o passivo seja de conhecimento de um grupo fechado de especialistas, mas sem a devida divulgação junto à opinião pública. A consequência da negligência é sempre um acúmulo de situações que vêm à tona de forma repentina e com soluções de forma reativa (SANCHÉZ, 2001).

A abordagem reativa é caracterizada pela letargia ou ausência de ações até o surgimento de situações drásticas. Por conta da falta de método e geralmente sofrendo uma enorme pressão da opinião pública, os órgãos ambientais não sabem como responder à altura o problema enfrentado. Esse impasse ocasiona uma série de ações desarticuladas, contraditórias, de curto prazo e desvinculadas de um projeto global de intervenção. Este tipo de resposta foi a primeira intervenção proposta para resolver os casos do Love Canal e Lekkerkerk ocorridos na década de 70 e demonstraram a fragilidade organizacional das instituições dos países desenvolvidos até aquela data.

A abordagem corretiva visa reduzir os passivos ambientais buscando o cenário ideal de extinção de sítios contaminados. Suas estratégias de intervenção podem partir da elaboração de um inventário de locais contaminados até a remediação da área contaminada.

Políticas corretivas adotam necessariamente alguma forma planejada e sistematizada de ação, prevendo as intervenções necessárias e até mesmo buscando ativamente identificar os locais potencialmente poluídos antes que estes

sejam descobertos pela população ou causem danos ambientais significativos. (SANCHÉZ, 2001, p.125).

A abordagem preventiva, no exemplo citado por Sánchez (2001), visa eliminar os passivos ambientais quando o empreendimento é desativado, evitando que novas áreas contaminadas sejam continuamente produzidas. Tal perspectiva necessita, no mínimo, de um plano de desativação.

Percebe-se que entre os países que evoluíram na abordagem ao problema de áreas contaminadas, se estabeleceu uma abordagem corretiva eficaz e a busca incessante pelo método preventivo. Em contrapartida, nos países em desenvolvimento, reconhece-se que as condições necessárias para ditar esse avanço podem estar ausentes, o que pode justificar a reincidência na utilização das abordagens negligente e reativa para o trato dos passivos ambientais.

No Brasil, a percepção do problema das áreas contaminadas ocorreu nas décadas de 1970 e 1980 em decorrência dos casos de contaminação por organoclorados ocasionados pela empresa Rhodia S.A., na Baixada santista. Nesse episódio, a produção de solventes clorados resultou na geração de aproximadamente 3 toneladas diárias de resíduos dispostos em áreas particulares e públicas, ocasionando grave impacto à saúde da comunidade local (ROCCA, 2010; SPÍNOLA, 2011).

Apesar do caso Rhodia, o Brasil demorou a realizar algum tipo de ação para enfrentamento do problema das áreas contaminadas. Até meados da década de 1990, não havia um único esboço de inventário de áreas contaminadas ou potencialmente contaminadas (SANCHÉZ 2001).

Somente com o início da experiência de São Paulo em 1992, a política pública brasileira pôde experimentar algum avanço sobre a questão. Segundo Spínola (2011), o trabalho iniciado e desenvolvido pela CETESB, abstraindo a experiência do governo da Alemanha, estabeleceu os primeiros passos em direção a um gerenciamento eficaz de áreas contaminadas no Brasil. O principal produto desse empreendimento resultou na confecção do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999).

Em dezembro de 2009, seguindo a linha de orientações do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB (1999), o Conselho Nacional do Meio Ambiente aprovou a Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009). Esta resolução estabeleceu as diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas e a lista de valores orientadores para a prevenção da contaminação dos solos e águas subterrâneas.

Para dar suporte às demandas da Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009), a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) relaciona a NBR 15515 (ABNT, 2013; ABNT, 2011; ABNT 2007b), para os procedimentos mínimos de avaliação e investigação da contaminação de solo e águas subterrânea.



### *3.1.1 A norma brasileira de investigação de passivos ambientais*

O gerenciamento de áreas contaminadas oferece a minimização dos riscos a que estão sujeitos a população e o meio ambiente, disponibilizando um aporte de medidas que assegurem o conhecimento das características e impactos sofridos, proporcionando os subsídios para as possíveis formas de intervenção.

O método encontrado na Norma Brasileira de Passivos Ambientais (NBR 15515) é composto por dois blocos de atuação, diferenciando-se entre a identificação do passivo (ABNT, 2007b; ABNT 2011) e o processo de recuperação (ABNT, 2013). Basicamente, é uma sequência de etapas em que cada estágio serve de pré-requisito para a execução de etapas posteriores. As informações devem ser armazenadas em um cadastro adequado, identificando a situação atual da área analisada.

A etapa inicial de avaliação do passivo ambiental em solo e água subterrânea, descrita na NBR 15515-1 (ABNT, 2007b), consiste em uma avaliação preliminar, que identifica a possível existência de contaminação na área. Havendo indícios de contaminação na avaliação preliminar ou quando há incertezas sobre a existência da fonte potencial contaminante, realiza-se a etapa de investigação confirmatória definida na NBR 15515-2 (ABNT 2011) para verificar a existência ou ausência de contaminação.

A confirmação da contaminação em uma área se dá pela coleta e análises químicas de amostras representativas do solo ou das águas subterrâneas, para as substâncias de interesse, em pontos suspeitos de contaminação. A interpretação dos resultados das amostras é feita por meio da comparação dos valores de concentração obtidos com os valores orientadores estabelecidos. O anexo II da Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009) estabelece uma lista de valores orientadores para solos e águas subterrâneas.

Caso as concentrações observadas sejam superiores aos valores fixados, a área será classificada como área contaminada sob investigação, devendo o responsável legal proceder a investigação detalhada e a avaliação de risco (ABNT, 2013) a fim de estabelecer o processo de recuperação.

A figura 1 indica a abordagem realizada na etapa de identificação da contaminação, composta pela avaliação preliminar e investigação confirmatória.

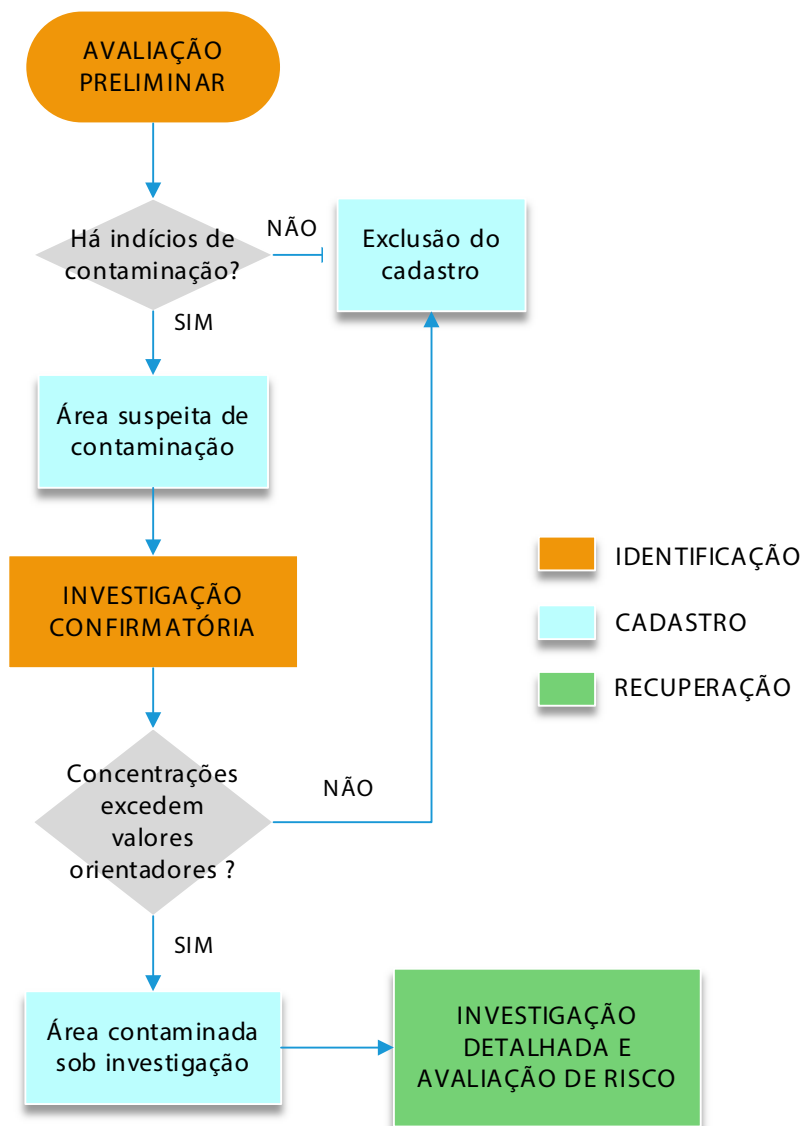


Figura 1 – Etapas para avaliação preliminar

Fonte: Adaptado da NBR 15515-1 (ABNT, 2007b) e NBR 15515-2 (ABNT, 2011).

A investigação detalhada (ABNT, 2013) é a porta de entrada da fase de recuperação da área degradada, onde, diferentemente da investigação confirmatória, todos os contaminantes nos mais diversos compartimentos do local de estudo devem ser investigados. Esse processo é caro e complexo, porém necessário para a recuperação da área degradada (ROCCA, 2010).

Dada as particularidades do gerenciamento promovido no Brasil, os esforços ainda são tímidos e concentrados nos procedimentos de identificação e confirmação da contaminação em áreas impactadas. A figura 2 demonstra as etapas que envolvem o processo de recuperação de uma área contaminada.

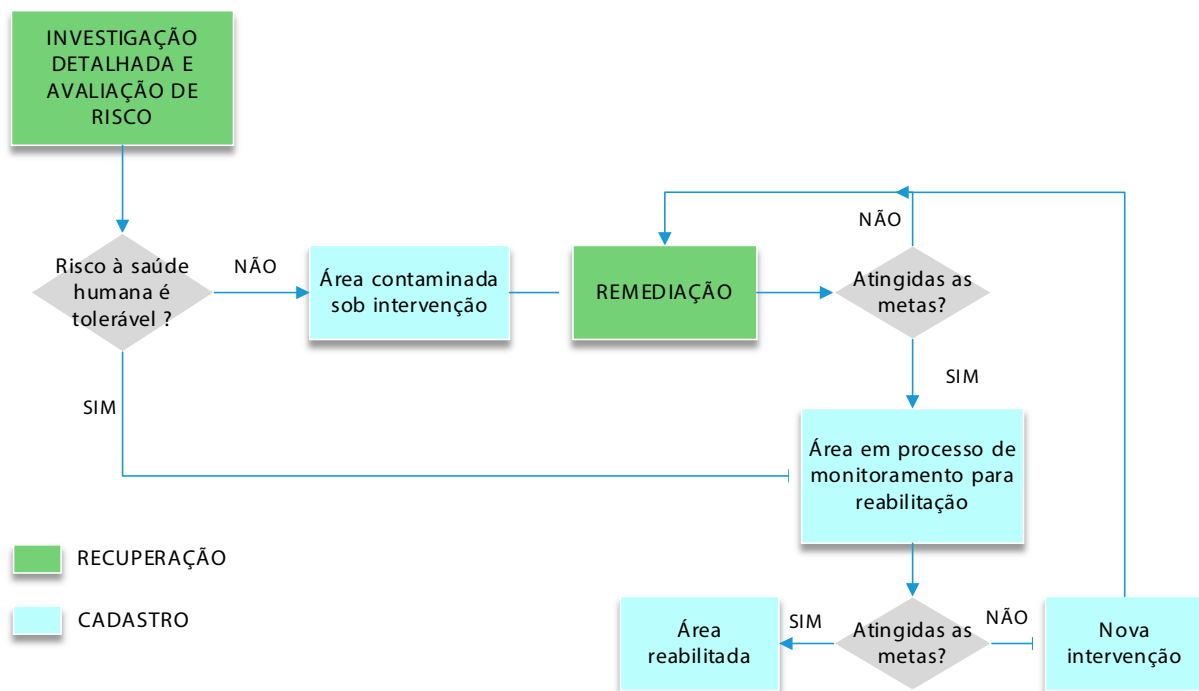


Figura 2 – Etapas para recuperação do passivo ambiental

Fonte: Adaptado da NBR 15515-1 (ABNT, 2007b) e NBR 15515-2 (ABNT, 2011).

### 3.2 Contaminação de aquíferos e estratégias de proteção

A contaminação das águas subterrâneas é o legado de uma longa história de uso inadequado do solo e controle deficitário de eliminação de resíduos. A água subterrânea contaminada tem maiores concentrações de constituintes dissolvidos ou suspensos do que as concentrações máximas aceitáveis formuladas por normas nacionais ou internacionais para fins agrícolas, potável ou industrial (HISCOCK, 2014).

O mecanismo de poluição das águas subterrâneas está ligado ao processo de recarga do aquífero que se infiltra na superfície do solo. A poluição ocorre nos pontos em que a carga contaminante gerada por atividades antrópicas (emissões e lixiviados) inadequadamente controladas, excede a capacidade de atenuação natural dos solos e das camadas de cobertura (FOSTER et al., 2006).

O destino de contaminação no subsolo depende da geologia local, dos padrões de fluxo subterrâneos e dos processos em macro e microescala. A contaminação pode se espalhar rapidamente dentro de uma lente de areia de alta condutividade, ou pode se difundir lentamente através de uma argila de baixa condutividade. Alguns contaminantes adsorvem na superfície do estrato de solo dos aquíferos, enquanto outros migram livremente com a água intersticial terminando a muitos quilômetros de sua fonte (FITTS, 2013).

A preocupação com a contaminação se concentra nos aquíferos livres onde a zona vadosa é pouco espessa e o lençol freático é raso. Em áreas urbanas, a contaminação do lençol freático se concentra em áreas residenciais sem esgotamento

sanitário, com uso de tanques sépticos e fossas negras, que injetam cargas de nutrientes, sais, bactérias, vírus e compostos orgânicos sintéticos. Também é preocupante o despejo inadequado de resíduos sólidos urbanos, que ocorrem em áreas onde o aquífero é vulnerável (HIRATA, 2004).

As áreas de concentração industrial são seguramente as que apresentam maiores riscos ambientais para as águas subterrâneas. Muitas matérias primas e produtos químicos foram inadvertidamente utilizados antes de serem reconhecidos como perigosos. Por isso, deve-se considerar que qualquer sítio industrial tem um potencial impactante sobre a qualidade dos aquíferos (HIRATA, 2004; FOSTER et al., 2006; HISCOCK, 2014).

Soma-se ao quadro de contaminação industrial, o aumento na produção agrícola, com altas taxas de lixiviação de nitratos e outros íons móveis e persistentes como resultados da utilização recorrente de agroquímicos no manejo da terra. Além disso, acrescenta-se o avanço da urbanização da população e a disposição descontrolada de dejetos humanos e lixo doméstico (HIRATA, 2004; HISCOCK, 2014).

Os principais contaminantes de águas subterrâneas incluem produtos químicos, como metais pesados, solventes orgânicos, óleos minerais, pesticidas e fertilizantes, e contaminantes microbiológicos como bactérias fecais e vírus. Os nitratos são os de ocorrência mais generalizada e problemática, devido a sua mobilidade e estabilidade. Os metais pesados perigosos (cádmio, cromo, chumbo, mercúrio) migram em condições de pH extremos. Os constituintes orgânicos, alcanos e alquenos clorados apresentam a maior ameaça por serem relativamente solúveis na água. A contaminação por microrganismos patogênicos, embora de alcance restrito dentro do meio subterrâneo, merece atenção pelas doenças de veiculação hídrica comumente atestadas em comunidades de baixa renda (HIRATA, 2004; FOSTER et al., 2006; HISCOCK, 2014). A Tabela 1 sumariza os contaminantes comuns da água subterrânea e as fontes de poluição causadoras.

ORIGEM DA POLUIÇÃO	TIPO DE CONTAMINANTE
<b>Atividade agrícola</b>	Nitrato; amônio; pesticidas; organismos fecais
<b>Saneamento <i>in situ</i></b>	Nitrato; hidrocarbonetos halogenados; microrganismos
<b>Garagens e postos de serviço</b>	Hidrocarbonetos aromáticos e halogenados; benzeno; fenóis
<b>Disposição de resíduos sólidos</b>	Amônio; salinidade; hidrocarbonetos halogenados; metais pesados
<b>Indústrias metalúrgicas</b>	Tricloroetileno; tetracloroetileno hidrocarbonetos halogenados; fenóis; metais pesados; cianureto
<b>Pintura e esmaltação</b>	Alquilbenzeno; hidrocarbonetos halogenados; metais; hidrocarbonetos aromáticos; tetracloretileno
<b>Indústrias de madeira</b>	Pentaclorofenol; hidrocarbonetos aromáticos; hidrocarbonetos halogenados



<b>Limpeza a seco</b>	Tricloroetileno; tetracloroetileno
<b>Indústria de pesticida</b>	Hidrocarbonetos halogenados; fenóis; arsênico
<b>Despejo de lodo do esgoto</b>	Nitrato amônio; hidrocarbonetos halogenados; chumbo; zinco
<b>Curtumes</b>	Cromo; hidrocarbonetos halogenados; fenóis
<b>Extração/exploração de gás e petróleo</b>	Salinidade (cloreto de sódio); hidrocarbonetos aromáticos
<b>Mineração de carvão e metalíferos</b>	Acidez; metais pesados; ferro; sulfatos

Tabela 1 – Contaminantes comuns da água subterrânea e fontes de poluição

Fonte: Foster et. al (2006).

A forte degradação de um aquífero é encarada como um fator irreversível, sobretudo para os países de economia periférica, devido aos custos de recuperação envolvidos. Portanto, um programa de proteção dos recursos hídricos subterrâneos deve ser baseado prioritariamente na prevenção da contaminação de aquíferos. A restrição de atividades em função das características do meio é um dos poucos instrumentos efetivos aplicáveis em países em desenvolvimento (HIRATA, 1993).

As estratégias de proteção de água subterrânea podem ter dois enfoques. O primeiro, envolve estudos de vulnerabilidade, com o intuito de oferecer uma proteção geral que identifica áreas mais suscetíveis e promove um controle regional do processo de uso do solo em toda a sua extensão. O segundo, proporciona a proteção dos pontos de coleta de água subterrânea, particularmente, àquelas destinadas ao abastecimento humano (ANA, 2007).

O conceito de vulnerabilidade de aquíferos aplicado à contaminação antrópica é seguramente uma das formas mais adequadas de se encarar a preservação da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos. Adequar a atividade humana em função da capacidade do meio em atenuar as cargas contaminantes, é fazer uma parceria com as características do terreno para uma ocupação ambientalmente responsável (HIRATA, 2004).

A estimativa da vulnerabilidade do aquífero também pode ser acoplada a um sistema de análise de cargas contaminantes, resultando em informações relacionadas à possibilidade da água subterrânea apresentar concentrações de contaminantes superiores ao valor estabelecido pela OMS para a qualidade da água potável. Essa estratégia, denominada de avaliação do perigo de contaminação do aquífero, identifica as atividades humanas com maior probabilidade de impactos sobre o aquífero, indicando as prioridades para o controle de impactos e promovendo o entendimento público sobre a necessidade de proteção. Quando realizada de forma eficaz, é possível proceder ações preventivas para evitar contaminação futura, e ações corretivas, para controlar a ameaça de contaminação representada por atividades passadas e presentes (FOSTER, 2002).

Em termos práticos, a abordagem envolve a interação entre a vulnerabilidade

do aquífero à contaminação (melhor entendido no item 3.2.1) e a carga contaminante aplicada no meio (entendida no item 3.2.2) como resultado da atividade humana. A Figura 3 apresenta o método de interação que compõe a avaliação do perigo de contaminação.

Uma terceira vertente usualmente utilizada para a proteção de aquíferos, responde pela modelagem computacional do fluxo das águas subterrâneas. A previsão da resposta do aquífero sob condições distintas, os efeitos de diferentes padrões de captação em sistemas sensíveis, ou o estudo de plumas de contaminação em meio saturado tornam a modelagem numérica do fluxo subterrâneo uma ferramenta indispensável para a gestão de recursos hídricos subterrâneos locais e regionais. O item 3.2.3 apresenta uma explanação geral dos fatores inerentes dos modelos computacionais.

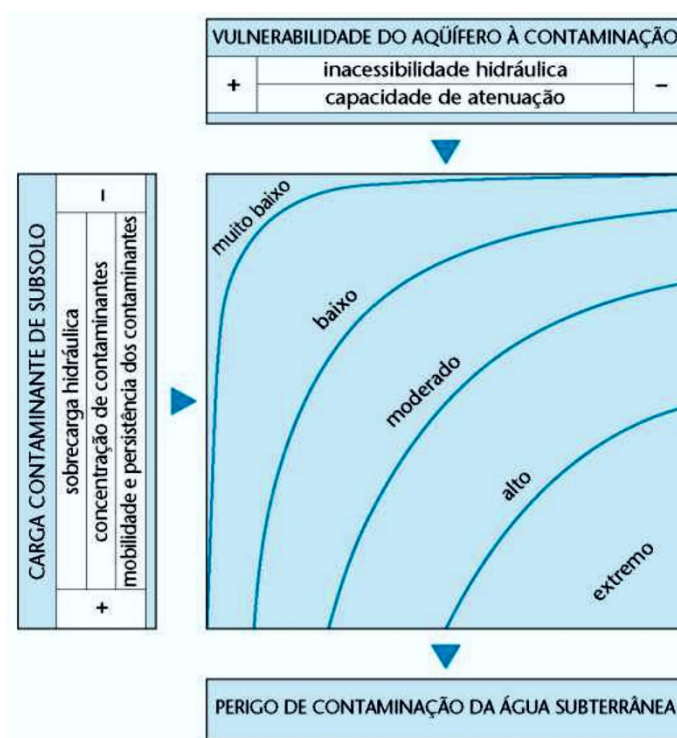


Figura 3 – Metodologia de avaliação do perigo de contaminação

Fonte: Foster et. al (2006).

### 3.2.1 Determinação da vulnerabilidade

Uma definição útil e consistente para vulnerabilidade do aquífero à contaminação é considera-lo como um conjunto de características intrínsecas dos estratos que separam o aquífero saturado da superfície do solo, o que determina sua acessibilidade aos efeitos adversos de uma carga contaminante aplicada na superfície (FOSTER, 1987).

Do ponto de vista científico, os resultados de um estudo de vulnerabilidade são mais consistentes quando se confere uma avaliação sistemática para cada

contaminante aplicado. No entanto, graças à dificuldade técnica e recursos humanos insuficientes, normalmente, utiliza-se um sistema menos refinado e mais genérico para efetuar o mapeamento da vulnerabilidade de forma simplificada.

Existem vários métodos de estudo da vulnerabilidade de aquíferos, cada um com suas vantagens e desvantagens. O método GOD (FOSTER; HIRATA, 1988) atende aos requisitos de simplificação do mapeamento da vulnerabilidade ao considerar parâmetros geralmente disponíveis ou facilmente determinados como o grau de confinamento hidráulico da água subterrânea (caracteriza a letra G da nomenclatura), a ocorrência dos estratos de cobertura da zona vadosa ou camada confinante (caracteriza a letra O da nomenclatura) e a distância até o lençol freático ou teto do aquífero confinado (caracteriza a letra D da nomenclatura).

A metodologia empírica GOD envolve a indexação das características descritas conforme disposição na Figura 4. O índice final de vulnerabilidade pode ser quantificado a partir do produto dos três índices avaliados. O resultado final admite uma classificação da vulnerabilidade em baixa, média, alta e extrema.

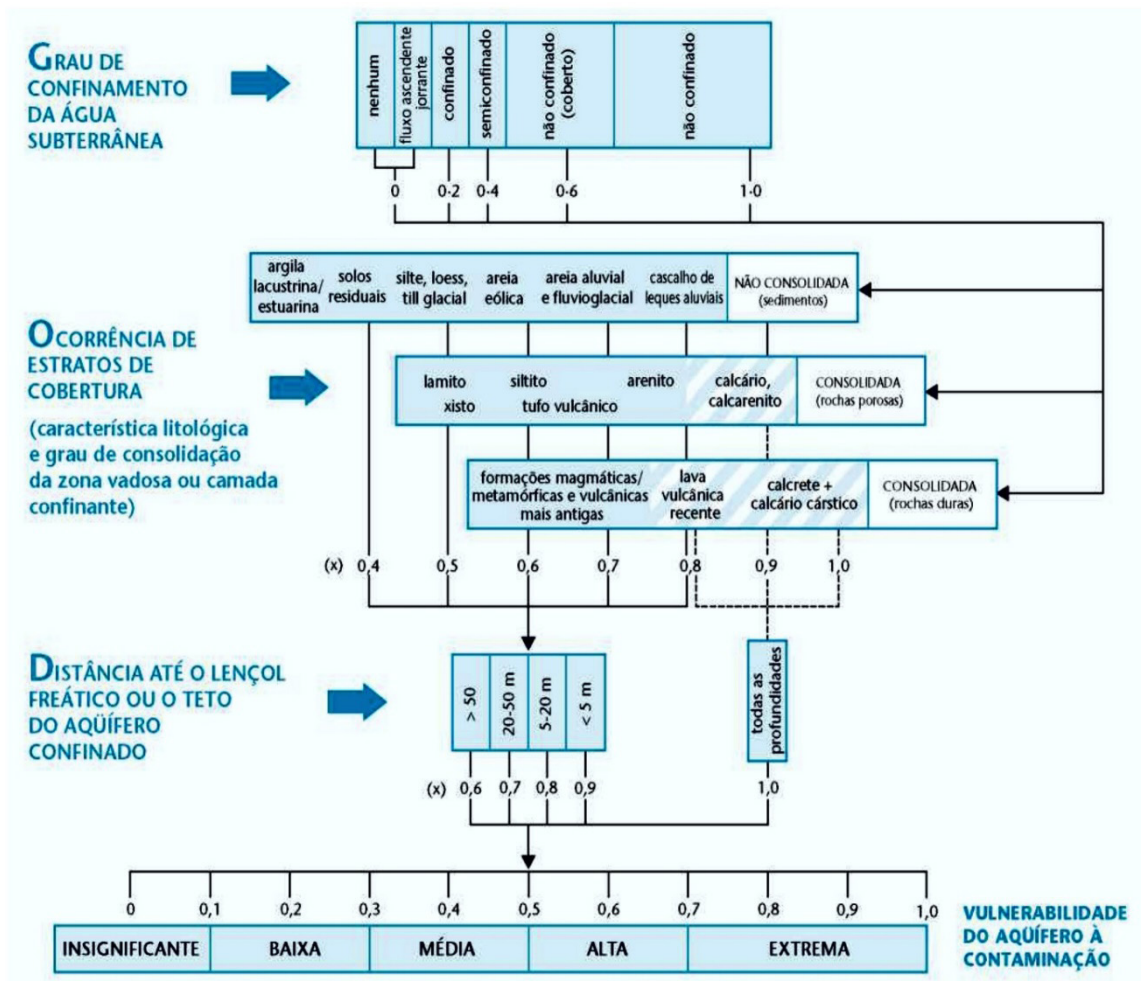


Figura 4 – Método de vulnerabilidade de aquíferos GOD

Fonte: Foster et. al (2006).

O índice baixo significa que o aquífero é vulnerável a compostos extremamente

móveis e persistentes, como sais, nitratos e alguns solventes organo-sintéticos. O índice médio indica que o aquífero é susceptível a contaminantes moderadamente móveis e persistentes, como hidrocarbonetos halogenados, alguns metais pesados e sais menos solúveis. O índice alto indica a sensibilidade do aquífero para contaminantes degradáveis, como bactérias e vírus (HIRATA, 1994).

### 3.2.2 Sistema de análise de carga contaminante (POSH)

Do ponto de vista teórico, a carga contaminante gerada por uma determinada atividade humana apresenta características fundamentais como persistência no ambiente, provável concentração no efluente, carga hidráulica associada com a descarga do contaminante e duração da aplicação da carga contaminante. Idealmente, deve-se obter informações sobre cada uma dessas características, para todas as atividades significativas capazes de gerar contaminação. Entretanto, tais informações nem sempre estão prontamente disponíveis e com frequência é necessário trabalhar com suposições simplificadoras.

Comumente, associa-se a probabilidade da presença de substâncias poluentes com o tipo de atividade humana e estima-se a provável sobrecarga hidráulica com base no uso da água pela atividade em estudo. Essa simplificação pode ser obtida pelos critérios de funcionamento do método de avaliação de atividades potencialmente contaminante denominado POSH (pollutant origin, surcharge hydraulically), que baseia-se na origem do poluente e sua sobrecarga hidráulica na subsuperfície.

O método POSH apresentado por Foster (2002) produz três níveis qualitativos de potencial contaminante no subsolo (reduzido, moderado e elevado) e sua classificação é padronizada segundo as tabelas 2 e 3, conferindo diferenciações entre fontes pontuais e difusas de contaminação.

Potencial de carga contaminante de subsolo	Fontes de contaminação	
	Saneamento in situ	Práticas agrícolas
Elevado	Cobertura da rede de esgoto inferior a 25% e densidade populacional superior a 100 pessoas/ha	Culturas comerciais intensivas e pasto intensivo em campos intensamente fertilizados
Moderado	Intermediário entre elevado e reduzido	
Reduzido	Cobertura da rede de esgoto superior a 75% e densidade populacional inferior a 550 pessoas/ha	Rotação das culturas, terra para pasto, sistemas de cultivo ecológico, plantações com alta eficiência de irrigação em regiões áridas e semiáridas

Tabela 2 – Classificação e mapeamento das fontes de contaminação difusas segundo o sistema POSH

Fonte: Foster et. al (2006).

FONTES	POTENCIAL DE GERAR CARGA CONTAMINANTE NO SUBSOLO		
	Elevado	Moderado	Reduzido
Deposição de resíduos sólidos	Resíduo industrial tipo 3, resíduo de origem desconhecida	Chuva > 500 mm/a com resíduos residenciais/agroindústrias/industriais tipo 1, ou todos os demais casos	Chuva < 500 mm/a com resíduos residenciais/agroindústrias/industriais tipo 1
Áreas industriais	Indústria do tipo 3 ou qualquer atividade que manuseie > 100 kg/d de produtos químicos perigosos	Indústria tipo 2	Indústria tipo 1
Lagoas de áreas residuárias	Resíduos industriais tipo 3, exceto esgoto residencial se a área > 5	Esgoto residencial para área > 5 ha, demais casos não relacionados acima ou abaixo	Águas residuais residenciais, mistas, urbanas, agroindustriais e de mineração de não metálicos
Outras (urbanas)	-	Postos de gasolina, vias de transporte com tráfego regular de produtos químicos perigosos	cemitério
Mineração e exploração de petróleo	Operações em campos de petróleo, mineração de metais	Algumas atividades de mineração/extração de materiais inertes	-

Tabela 3 – Classificação e ranqueamento das fontes de contaminação pontuais segundo o sistema POSH

Fonte: Foster et. al (2006).

### 3.2.3 Modelagem Computacional de Aquíferos

O objetivo principal no processo de construção de um modelo computacional de aquíferos é o de representar adequadamente as diferentes características do fluxo das águas subterrâneas na área do modelo ou de domínio. Assim, é importante considerar: entradas do aquífero, como por exemplo a recarga; propriedades do aquífero, como a condutividade e coeficiente de armazenamento; e limites do aquífero, também definidos como condições de contorno.

Em tese, as equações diferenciais do fluxo subterrâneo só podem ser resolvidas analiticamente para casos simplificados, envolvendo condições de contorno específicas e hipóteses de homogeneidades. Na prática, as equações diferenciais do fluxo subterrâneo podem ser resolvidas utilizando-se técnicas de aproximação numéricas, adquiridas da solução de um sistema de equações com incógnitas obtidas da discretização do aquífero (MANOEL FILHO; FEITOSA, 2000).

As abordagens comuns de aproximação numérica são as diferenças finitas e elementos finitos. Um modelo de diferenças finitas popular para aplicação em problemas de fluxo de águas subterrâneas de duas e três dimensões é o MODFLOW (McDonald e Harbaugh, 1988), com demonstrações deste modelo apresentado por



Anderson e Woessner (1992).

Na maioria das investigações de modelagem de águas subterrâneas, um modelo para efeitos de previsão envolve as seguintes etapas comuns (HISCOCK, 2014):

- modelo conceitual dos mecanismos de escoamento baseado no conhecimento existente;
- aquisição de dados de campo de cargas disponíveis de águas subterrâneas, das propriedades dos aquíferos e fluxos de rios;
- discretização do domínio e construção do arquivo de entrada do modelo;
- calibração comparando condições estacionárias e transientes contra valores medidos em campo;
- análise de sensibilidade e validação.

A calibração de parâmetros também conhecida como problema inverso, é uma etapa importante na modelagem e consome o maior tempo no procedimento de simulação numérica.

A abordagem geral é feita por meio de uma função objetiva que minimiza a diferença entre as cargas hidráulicas observadas e calculadas ( $h_i^{obs}$  e  $h_i^{calc}$ ). O critério clássico da técnica inversa dos mínimos quadrados é a minimização da função objetiva da forma apresentada na Equação 1.

$$F_{obj} = \sum_{i=1}^N (h_i^{obs} - h_i^{calc})^2 \quad (1)$$

Onde  $F_{obj}$  é a função objetiva,  $i$  o índice de observação e  $N$  o número total de cargas hidráulicas observadas. A Equação 1 representa um típico problema de otimização multidimensional. Vários programas computacionais são atualmente disponíveis na modelagem matemática para calibração do fluxo e do transporte, donde destaca-se o PEST desenvolvido por Doherty (1994). Estes programas são baseados na minimização da Equação 1 por meio da técnica dos mínimos quadrados.

Segundo Yeh (1986), o método inverso tradicional apresenta problemas de convergência, mau posicionamento do sistema linear e resultados insatisfatórios quando o zoneamento do campo de distribuição da condutividade hidráulica não é conhecido.

Com o objetivo de abandonar a calibração tradicional dos mínimos quadrados (Equação 1), Schuster (2002) desenvolveu o método iterativo de gradiente hidráulico alternativo (MIGHA).

No MIGHA têm-se a equação:

$$T_j^{i+1} = T_j^i \cdot \frac{|\nabla h_j^{i,calc}|}{|\nabla h_j^{i,obs}|} \quad (2)$$



Onde  $|\nabla h_j^{i,calc}|$  é o módulo do gradiente hidráulico calculado e  $|\nabla h_j^{i,obs}|$  é o módulo do gradiente hidráulico observado na célula j no ciclo i. Em cada ciclo de iteração i é calculado o ângulo  $[\varphi]$  formado pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado em cada célula j, de forma que:

$$\cos \varphi_j = \frac{\nabla h_j^{obs} \cdot \nabla h_j^{calc}}{|\nabla h_j^{obs}| \cdot |\nabla h_j^{calc}|} \quad (3)$$

O critério de convergência no procedimento de otimização é a minimização do somatório dos ângulos  $\varphi$  de modo que:

$$\sum_{j=1}^N \varphi_j = \text{Mínimo} \quad (4)$$

Os dados de entrada no Método MIGHA são:

- o mapa potenciométrico das cargas observadas;
- estimativa inicial da condutividade hidráulica (k) com valor arbitrário, mas racional;
- o mapa potenciométrico das cargas calculadas no MODFLOW (MCDONALD e HARBAUGH, 1988).

A partir do procedimento numérico MIGHA, é obtido o gradiente hidráulico observado, o gradiente hidráulico calculado e juntamente com a condutividade inicial estimada, obtêm-se uma nova matriz de condutividade hidráulica otimizada. Essa nova matriz é exportada ao MODFLOW para produzir uma nova matriz de cargas calculadas. O procedimento iterativo termina quando a raiz do erro quadrático médio (RMSEH) (Equação 5) entre as cargas observadas e calculadas alcance um valor predefinido e/ou quando o critério de convergência não diminua mais e atinja um valor estável.

$$RMSEH = \left[ \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M (h_{obs} - h_{calc})_i^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (5)$$

Em contraposição à técnica tradicional da calibração executada pelos programas de estimativa de parâmetros como PEST, que se baseiam na minimização das cargas hidráulicas medidas nos diversos poços de observação, o MIGHA minimiza a diferença dos gradientes hidráulicos observados (interpolados) e calculados (simulados), minimizando simultaneamente as diferenças das cargas hidráulicas e definindo um campo vetorial, que inclui informação da direção e magnitude do fluxo dado pela Lei de Darcy (SCHUSTER e ARAÚJO, 2004).

Sobretudo, o MIGHA é independente no espaço e permite que o problema multidimensional tradicionalmente executado pelo PEST possa ser resolvido por

múltiplo processamento unidimensional. Isto reduz a complexidade matemática e aumenta a sua eficiência computacional. O seu emprego sem a necessidade de um conhecimento prévio do parâmetro hidrodinâmico a ser ajustado e da sua distribuição inicial em zonas, evita um problema sério de mau posicionamento da solução do sistema linear que cria dificuldade de convergência (SCHUSTER e ARAÚJO, 2004).

### 3.3 A contaminação dos aquíferos por necrópoles

Se inadequadamente localizados ou insuficientemente protegidos, os cemitérios representam um importante problema de saúde pública. Comumente negligenciados como risco de contaminação de solos e aquíferos, vários países não têm normas legais apropriadas que tratem desse passivo ambiental (ŻYCHOWSKI, 2012).

Na África do Sul, por exemplo, é fato que os cemitérios contaminam os recursos hídricos (FISHER; CROUKAMP, 1993) e as autoridades locais parecem ignorar o problema, pois faltam a regulamentação legal e a determinação para limitar a ameaça (ŻYCHOWSKI, 2012).

O lixiviado gerado na decomposição da matéria orgânica enterrada na subsuperfície de necrópoles pode adentrar os espaços intragranulares do solo e encontrar o lençol freático, tornando-o poluído pelo aumento da concentração natural de substâncias orgânicas e inorgânicas (BOUWER, 1978; ÜÇISIK; RUSHBROOK, 1998; ENVIRONMENT AGENCY, 2002; ENVIRONMENT AGENCY, 2004; MARTINS et al., 1991; PACHECO, 2000; MATOS, 2001; DENT, 2005).

De forma geral, em águas subterrâneas, o impacto está associado com o aumento das concentrações de microrganismos (DENT e KNIGHT, 1998; MATOS, 2001), de íons (KNIGHT; DENT, 1995; PACHECO et.al, 2000; ÜÇISIK; RUSHBROOK, 1998) e vários elementos químicos nos solos (SPONGBERG e BECKS, 2000).

Estima-se que a composição do corpo humano (vide Tabela 4) é consistente com os principais poluentes observados em áreas impactadas por cemitérios, com particular destaque para as formas dissolvidas de nitrogênio. Também podem ser esperados o aumento do pH decorrente da alta proporção de íons de cálcio, aumento de concentrações de cloreto e sulfato, e presença de indicadores de matéria orgânica e indicadores bacterianos (ENVIRONMENT AGENCY, 2002).

Componente	C	N	Ca	Mg	Na	K	P	S	Cl	Fe	Metais Pesados
% em peso seco	80,6	9,2	5,6	0,1	0,3	0,7	2,5	0,7	0,3	<0,01	Traço

Tabela 4 – Composição elementar do corpo humano (valores em % do peso seco)

Fonte: (ENVIRONMENT AGENCY, 2002).

Segundo Matos (2001), no processo de decomposição, o amônio pode ser gerado pela hidrólise das moléculas orgânicas em condições anaeróbias. Em caso de situações aeróbias, a matéria orgânica pode ser oxidada e o amônio pode então ser transformado em nitrato. Segundo a ENVIRONMENT AGENCY (2002), observando dados disponíveis e comparando-os com padrões de qualidade aceitos mundialmente, verifica-se que o nitrogênio amoniacal é o parâmetro mais suscetível de ser ultrapassado.

Sobre a carga biológica presente no lixiviado de decomposição dos cadáveres enterrados, Matos (2001) indica que o corpo humano, em face de sua decomposição, transforma-se em um ecossistema formado por populações de microrganismos de risco potencial ao meio ambiente.

Analisando-se em um contexto global, vários casos de contaminação do lençol freático foram relatados e relacionados à presença de necrópoles em áreas inadequadas e próximas a comunidades urbanas.

Há os casos clássicos, mencionados por Bouwer (1978), sobre a ocorrência de maior incidência de febre tifoide em pessoas que viviam perto de um cemitério em Berlim em 1867, e a ocorrência de odor fétido em águas de poços nos arredores de cemitérios em Paris.

Na Austrália, estudos de Dent e Knight (1998), mostram que as águas interiores aos limites dos cemitérios em estudo apresentaram concentrações elevadas de nitrogênio, fósforo e bactérias, indicando que os produtos de decomposição são mensuráveis e que podem ter alguma influência em outras partes do ambiente.

Rodrigues e Pacheco (2003) abordaram o problema da contaminação química e bacteriológica das águas subterrâneas em três cemitérios em Portugal. Todas as amostras de água subterrânea a partir destes cemitérios, independentemente das condições climáticas, continham metais pesados, incluindo zinco e chumbo.

Estudos realizados em Ontário (Canadá) observaram a presença de formaldeído nas águas subterrâneas. O perigo para os seres humanos a partir do formaldeído não pôde ser mensurado porque inexistiam documentos normativos e valores de referência indicando os limites para a contaminação. Também foram evidenciados a presença bactérias, nitrato, nitrito, e fosfato nas águas subterrâneas do cemitério (ŻYCHOWSKI, 2012).

No Brasil, no estudo publicado por Martins et al. (1991), foi analisada a água subterrânea de três cemitérios localizados em São Paulo, donde concluiu-se que as águas não apresentavam condições higiênicas satisfatórias e, em alguns casos, foram encontrados elevados níveis de nitrato (75,7 mg/L).

Na pesquisa de Matos (2001), também no Brasil, observou-se o aumento nas concentrações de coliformes totais e fecais em áreas mais próximas dos sepultamentos recentes, localizadas em cotas mais baixas e próximas ao nível freático.

No Nordeste brasileiro, Marinho (1998) pesquisou o cemitério São João Baptista em Fortaleza (CE), onde a partir de análises físico-químicas e bacteriológicas em

poços de monitoramento foi possível identificar a presença de bactérias e compostos nitrogenados.

O impacto ambiental dos cemitérios depende em grande parte das condições no ambiente circundante. Substrato, relevo, condições climáticas e flutuações do lençol freático são de grande importância quando se avalia o impacto negativo sobre o meio ambiente. Os resultados publicados dizem respeito a estudos realizados em diferentes contextos geográficos e climáticos, em diferentes tipos de cemitérios, resultando em variados tipos de contaminantes identificados, de altas e baixas concentrações presenciadas. Ainda assim, os mais altos indicadores de contaminação são encontrados nos cemitérios localizados em condições climáticas quentes e úmidas. E dentre os contaminantes considerados comuns, a amônia é considerada como sendo o principal produto proveniente da decomposição (ŻYCHOWSKI, 2012).

A ocorrência de compostos como nitrogênio amoniacal e nitrato em águas subterrâneas acende o alerta sobre a necessidade de um efetivo gerenciamento de áreas impactadas pela presença de cemitérios. Segundo a CETESB (CESTESB, 2014) pela legislação federal em vigor, a amônia é um tóxico restritivo à vida aquática, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Os nitratos, por sua vez, são tóxicos, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul).

### 3.4 Gerenciamento de áreas impactadas por cemitérios no Reino Unido

O impacto dos cemitérios nas águas subterrâneas é amplamente debatido pela autoridade reguladora em matéria de ambiente do Reino Unido, a Environment Agency (ŻYCHOWSKI, 2012).

Em 2002, foi publicado pela Environment Agency (ENVIRONMENT AGENCY, 2002) um dos mais completos guias para avaliação de contaminação das águas subterrâneas por cemitérios. O trabalho contempla não somente os dados de qualidade das águas subterrâneas, mas vislumbra uma gestão mais ampla, integrada à análise de vulnerabilidade, estudo de proteção de fontes, análise de riscos para implantação de novos cemitérios e insere a necessidade de modelos numéricos para previsão de cenários de contaminação.

O método proposto, baseado em uma abordagem multicamadas, sugere que certas combinações de vulnerabilidade do aquífero e as taxas de sepultamento podem representar ameaças significativas às águas subterrâneas e de superfície. Assim, a avaliação para a implantação de novos empreendimentos baseia-se em uma estimativa da carga de poluição potencial, tendo em conta as características de atenuação oferecida pelas vias de transporte (ENVIRONMENT AGENCY, 2002).

A figura 5 demonstra a abordagem em etapas que deve ser tomada na avaliação de riscos associados aos novos cemitérios.

A etapa 1 trata de uma investigação preliminar das vias potenciais e receptores nas proximidades do local. É uma etapa de escritório, que inclui a análise de cartas topográficas, geológicas e informações hidrogeológicas, assim como, registros de poços e zonas de proteção de poços. Na etapa 2, acontece a estimativa da vulnerabilidade do sítio em estudo. Na etapa 3, considera-se o nível adequado de avaliação de risco de contaminação do manancial. Esta identificação é uma correlação com o número de sepultamentos por ano e a vulnerabilidade estimada do aquífero.

A figura 6 ilustra a relação esquemática entre o número de sepultamentos anuais e a vulnerabilidade do sítio e relaciona o resultado obtido ao nível de risco.

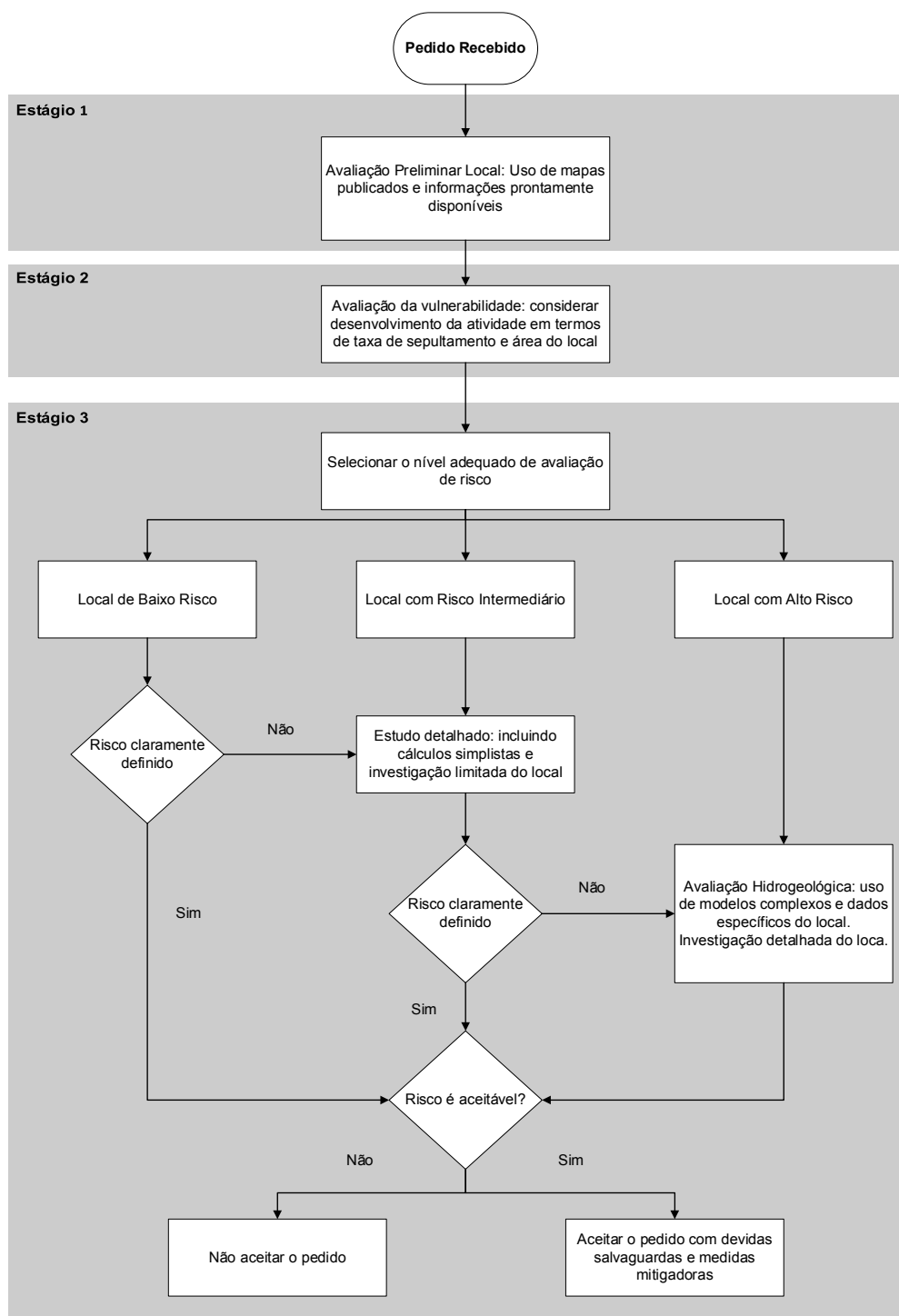


Figura 5 – Fluxograma para gerenciamento de propostas

Fonte: Environment Agency (2002).



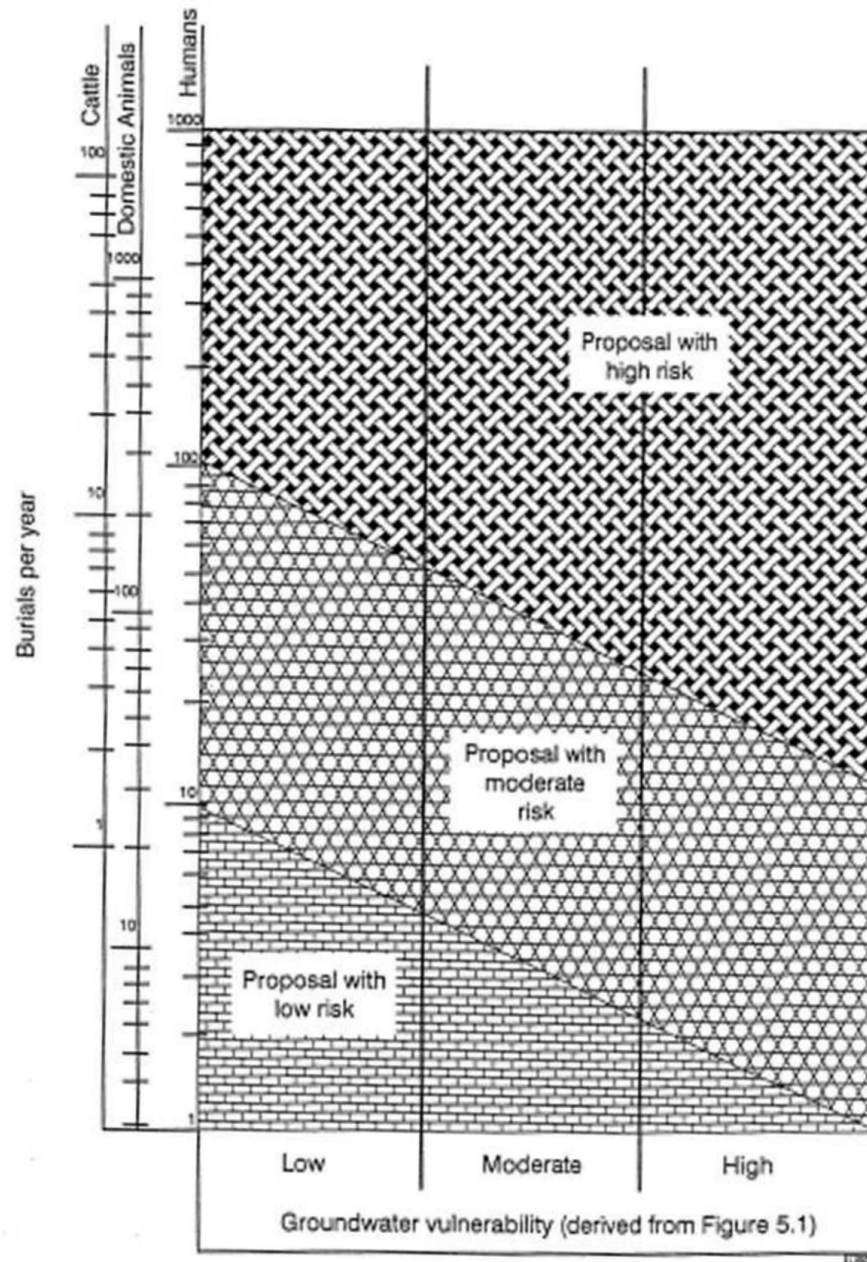


Figura 6 – Relação esquemática entre as taxas de sepultamento, classe de vulnerabilidade e nível de risco.

Fonte: Environment Agency (2002).

Para baixos riscos de contaminação, não há a necessidade de uma avaliação mais criteriosa, tomando-se apenas os cuidados referentes às melhores práticas de prevenção como a consideração de distâncias mínimas para fontes e mananciais.

Quando a proposta para implantação de um cemitério recai na categoria de riscos intermediários, deve-se submetê-la a um estudo mais elaborado, onde se propõem um maior critério na investigação no local por perfurações no terreno, a averiguação da qualidade das águas subterrâneas por período não inferior a um ano, suíte de parâmetros adequada ao estudo e avaliação de fluxo subterrâneo simplificado de poluentes e balanço hídrico adequado.

Se a proposta representar um risco potencial elevado, deve-se considerar as recomendações já propostas no risco intermediário, além de um estudo geológico

e hidrogeológico sólido, considerando o uso de modelagem matemática criteriosa para avaliar o alcance e probabilidade dos impactos. Além disso, informações e características dos receptores em potencial devem ser utilizadas para análise de vários cenários, considerando as piores situações e apresentando opções de gerenciamento para mitigar os impactos potenciais.

Segundo a ENVIRONMENT AGENCY a metodologia desenvolvida propõe a eliminação de inconsistências nas maneiras em que a instalação de cemitérios é considerada no Reino Unido. O objetivo da abordagem é garantir que os pedidos de instalação de necrópoles que não representam uma ameaça significativa possam ser aceitos com atraso mínimo, enquanto os pedidos de impacto significativos ao meio ambiente possam ser avaliados sob rigorosa avaliação de risco. Claramente, procura-se evitar a poluição das águas subterrâneas, dada a sensibilidade e a natureza dos cemitérios (ENVIRONMENT AGENCY, 2002).



Esta pesquisa se desenvolveu com a proposta de gestão para aquíferos impactados por necrópoles, avaliando uma abordagem para identificar e diagnosticar a contaminação de aquíferos por cemitérios instalados e uma abordagem preventiva que melhore o crivo de propostas de instalação ou reabertura de necrópoles. A Figura 7 resume a proposta desenvolvida.

Na fase de identificação e diagnóstico, o cemitério Areias foi utilizado como estudo de caso para avaliar a aplicabilidade da norma de investigação de passivos ambientais (ABNT, 2007b; ABNT, 2011) e o uso da modelagem computacional de aquíferos na análise da contaminação existente.

Para a abordagem preventiva, foi proposto um adendo às considerações feitas pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), a fim de melhorar as condições de gestão, acrescentar informações ao monitoramento da atividade e aumentar as condições de segurança dos aquíferos e da saúde pública envolta às necrópoles.

Posteriormente, utilizando novamente o caso do cemitério Areias e outra necrópole localizada em Fortaleza – CE (Cemitério Bom Jardim), foram realizadas simulações de triagem utilizando e avaliando a abordagem preventiva sugerida nessa pesquisa.

Finalmente, foi apresentado o fluxograma de gestão de aquíferos impactados por necrópoles, que integra as abordagens desenvolvidas ao longo da tese. Dessa forma, esse trabalho se subdivide em 3 partes:

a) Abordagem para diagnóstico da contaminação utilizando o cemitério Areias (Teresina – PI) como estudo de caso. A descrição dessa etapa segue no item 4.1 dessa metodologia. Os resultados e discussão podem ser acompanhados nos itens 5.1 e 5.2 desse estudo;

b) Abordagem preventiva adicionando camadas de triagem às proposições da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006). O estudo foi realizado a partir da crítica à Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) e comparando-a aos mecanismos de gestão de necrópoles publicados no Reino Unido (ENVIRONMENT AGENCY, 2004; ENVIRONMENT AGENCY, 2002). Utilizou-se os dados do cemitério Areias (PI) e cemitério Bom Jardim (CE) para simular situações de uso da abordagem preventiva proposta nessa pesquisa. Os resultados e discussão podem ser acompanhados no item 5.3 desse estudo.

c) Apresentação do fluxograma que sumariza e integra as abordagens desenvolvidas na pesquisa. O resultado e discussão podem ser acompanhados no item 5.4 desse estudo.

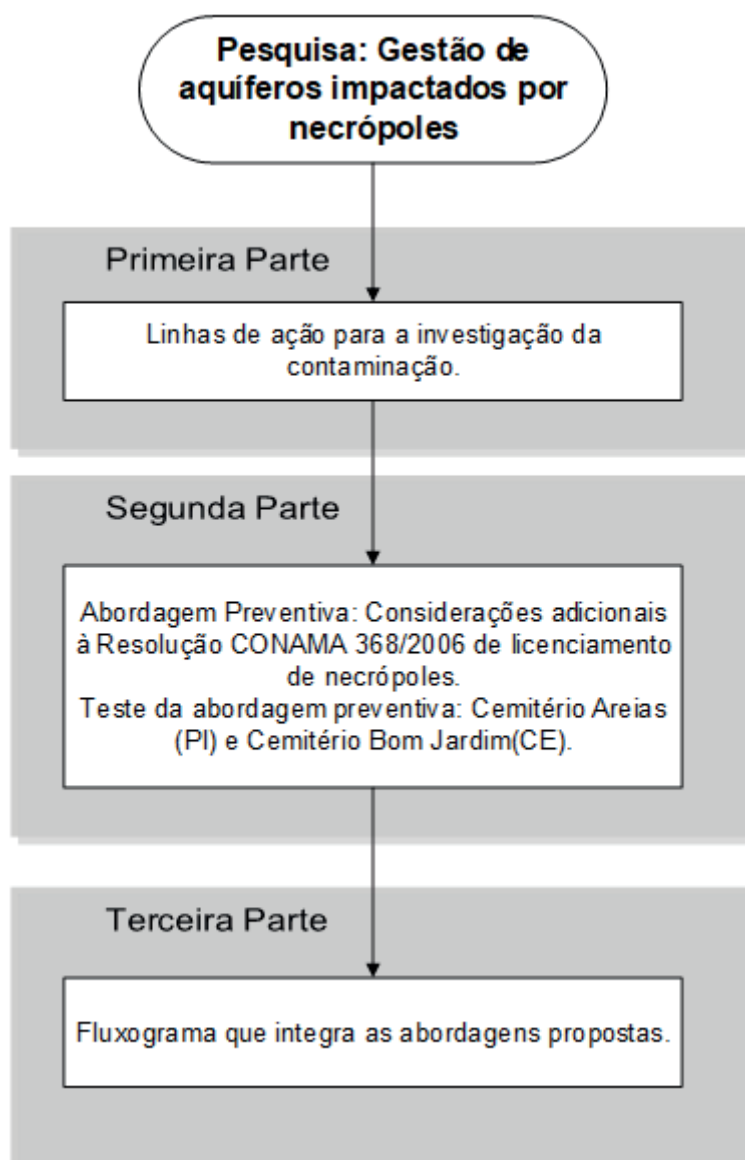


Figura 7 – Etapas de desenvolvimento da pesquisa

## 4.1 Diagnóstico da contaminação

### 4.1.1 Avaliação do passivo ambiental

A avaliação do passivo ambiental das águas subterrâneas no cemitério Areias seguiu as recomendações da NBR 15515, subdividida nos procedimentos de avaliação preliminar do passivo ambiental (ABNT, 2007b) e investigação confirmatória da contaminação (ABNT, 2011). Posteriormente, o modelo computacional do fluxo subterrâneo complementou a análise do passivo ambiental no cemitério.

Na avaliação preliminar foram identificadas informações sobre as feições da topografia local, a posição do cemitério no relevo, o indicativo da hidrogeologia e possíveis bens a proteger. Essas informações serviram para a proposição de um

modelo conceitual inicial indicando as fontes potenciais de contaminação, as vias de transporte e os receptores da contaminação. A figura 8 apresenta os procedimentos da avaliação preliminar.

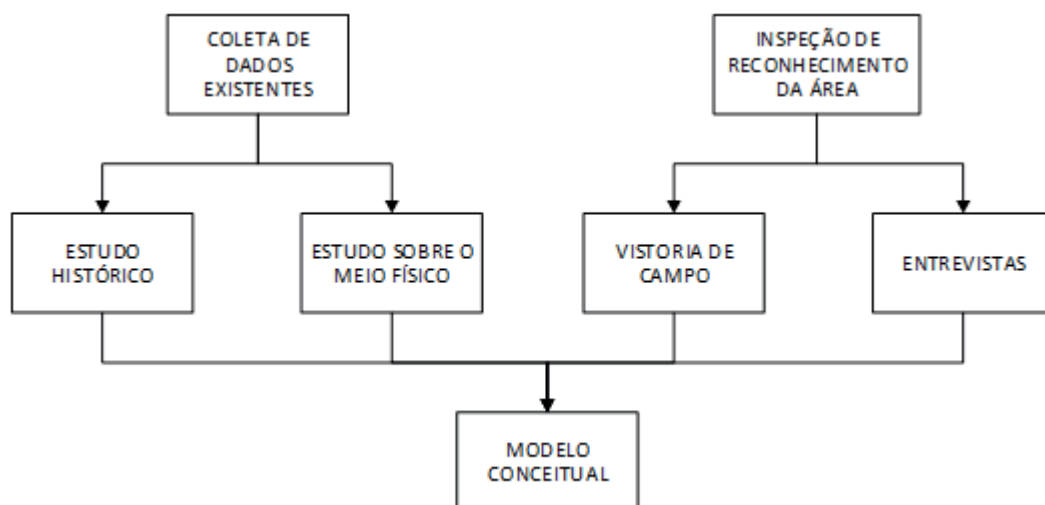


Figura 8 – Fluxograma para avaliação preliminar

Fonte: ABNT,2007b.

Além disso, na avaliação preliminar, foi determinada a disposição dos pontos de instalação dos poços de monitoramento de água e posicionamento das sondagens para determinação da estratigrafia do terreno.

O posicionamento dos poços de monitoramento foi ajustado às zonas livres de sepultamento, considerando um ponto à montante do escoamento dentro do cemitério (determinante das condições naturais das águas subterrâneas) e pontos de jusante para captura da pluma contaminante.

Os pontos de sondagem foram locados analisando também as zonas livres de sepultamento, considerando um ponto para a caracterização da região de montante do cemitério, um segundo ponto para a caracterização da região central e um terceiro ponto para a caracterização da região de jusante da necrópole.

Tanto os poços quanto as sondagens foram locados nos limites internos do cemitério, para evitar possíveis contratemplos com o acesso a terrenos de terceiros e garantir a segurança das instalações dos poços de monitoramento e equipe de coleta.

A localização dos pontos de sondagem e monitoramento no cemitério Areias são apresentados na Figura 9.

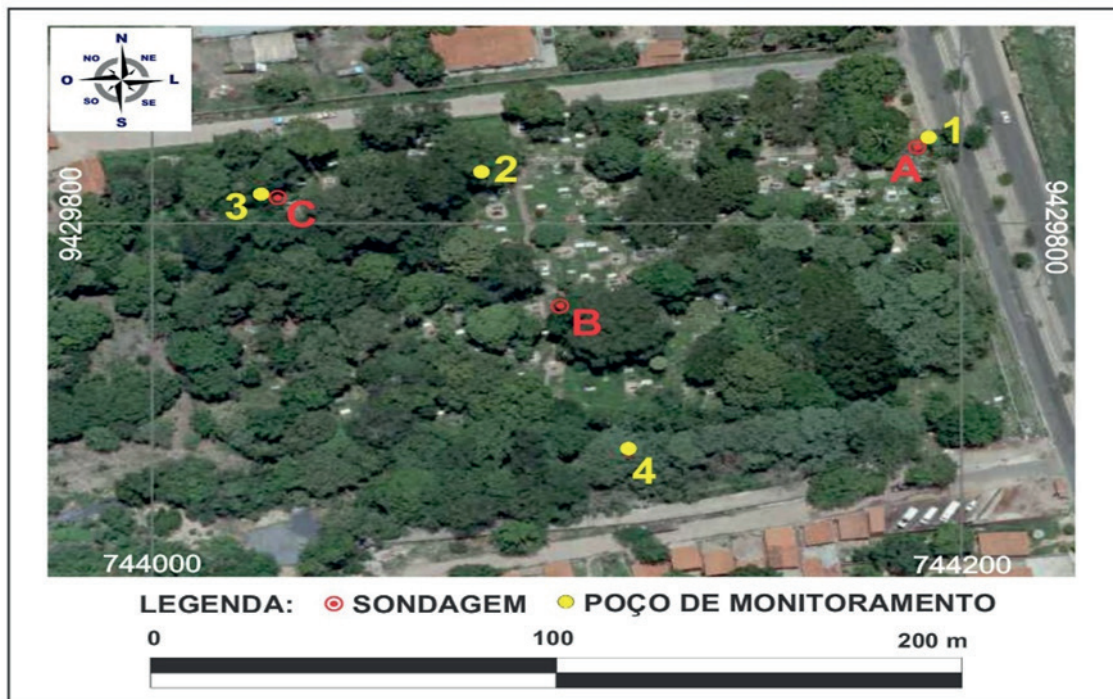


Figura 9 – Distribuição espacial das sondagens e poços de monitoramento

A partir do modelo conceitual inicial foi realizada a investigação confirmatória com o intuito de determinar a existência ou não da contaminação na área de estudo. De forma geral, a investigação foi realizada considerando parâmetros de qualidade das águas subterrâneas e comparando-os com valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009).

Para a etapa de investigação confirmatória foram instalados poços de monitoramento, identificada a litologia da área, definido o número de campanhas de amostragem, foram coletadas amostras de água e realizadas análises e interpretação dos resultados. Na Figura 10 é apresentado o fluxograma para a realização da investigação confirmatória.

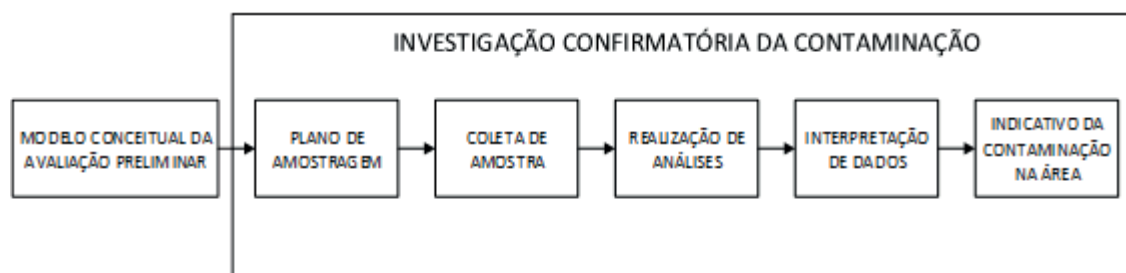


Figura 10 – Fluxograma para investigação confirmatória

#### 4.1.1.1 Poços de monitoramento

Foram executados 4 poços de monitoramento para obtenção de dados representativos da qualidade da água subterrânea na localidade e profundidade do

nível estático no período de observação determinado (Pontos 1, 2, 3 e 4 na Figura 9). O projeto e construção de cada um dos poços obedeceu os critérios da NBR 15495-1 (ABNT,2007a) e sua distribuição na área seguiu o modelo conceitual previamente definido na etapa de avaliação preliminar.

Cada furo foi realizado com uso de equipamento de sondagem a percussão de simples reconhecimento, garantindo a ultrapassagem da linha do lençol freático e adentrando o regolito local até a profundidade de 6 m. Posteriormente foram introduzidos tubos PVC PBA DN 50, com comprimento de 5 m, tampão na ponta inferior e filtros no último metro para permitir a entrada da água e impedir a penetração de impurezas.

#### 4.1.1.2 Sondagem do terreno

Foi realizada uma campanha de sondagem à percussão de simples reconhecimento para a determinação da estratificação do terreno na região interior do cemitério Areias. A distribuição dos furos seguiu as orientações do modelo conceitual definido na etapa da avaliação preliminar, com um furo de montante com 10,45 m de profundidade (Ponto A – Figura 9), um furo no centro do cemitério de 7,45 m de profundidade (Ponto B – Figura 9) e um furo de jusante de 10,45 m de profundidade (Ponto C – Figura 9).

#### 4.1.1.3 Substâncias químicas de interesse

Para essa etapa da pesquisa, é fundamental que se tenha definido claramente, a partir da revisão bibliográfica proposta, os tipos de substâncias químicas que podem caracterizar a contaminação de aquíferos por necrópoles.

Segundo a NBR 15515-2 (ABNT,2011), as substâncias químicas devem ser escolhidas dentre os contaminantes que podem ocorrer na área de estudo, observando-se preferencialmente, as substâncias químicas que possuam valores orientadores definidos, com o objetivo de facilitar a interpretação dos resultados.

A bibliografia pesquisada nessa tese indica que as formas de nitrogênio (nitrato e nitrogênio amoniacal) são os principais parâmetros indicadores de contaminação observados em áreas impactadas por cemitérios. Além disso, a presença de bactérias coliformes é comumente considerada como indicador de contaminação por material orgânico em águas subterrâneas (ENVIRONMENT AGENCY, 2004; ENVIRONMENT AGENCY, 2002; MARTINS *et al.*, 1991).

Assim, e considerando a condição de parâmetro referenciado na Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009), utilizou-se o nitrato como parâmetro indicador da contaminação do cemitério ao aquífero freático em estudo. Também foram analisadas as variáveis Coliformes Totais e *Escherichia coli* (*E. coli*) para aferir possíveis indicadores da contaminação por decomposição de corpos enterrados

na localidade. A amônia foi utilizada como um indicativo das condições sanitárias do aquífero livre. O pH das amostras foi determinado porque explica os diferentes limites de amônia estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005) para águas classe 3.

#### 4.1.1.4 Número de campanhas

De acordo com a NBR 15515-2 (ABNT, 2011), uma única campanha de amostragem é normalmente necessária na etapa de investigação confirmatória. Excepcionalmente, outras campanhas podem ser realizadas para confirmação dos resultados ou para complementar a campanha anterior.

O período de amostragem foi de novembro de 2012 a outubro de 2013, conforme apresentado no cronograma que consta na Tabela 5. Foi averiguada a hipótese de que os contaminantes poderiam acumular-se no solo durante os meses mais secos (junho a novembro) e serem lixiviados no período de recarga do aquífero (metade de dezembro a maio), tornando-os mais facilmente disponíveis a serem carregados para as águas subterrâneas.

Datas das observações
28 de novembro de 2012
10 de dezembro de 2012
14 de janeiro de 2013
18 de fevereiro de 2013
11 de março de 2013
13 de maio de 2013
15 de julho de 2013
12 de agosto de 2013
09 de setembro de 2013
14 de outubro de 2013

Tabela 5 – Cronograma da campanha de amostragem.

#### 4.1.1.5 Coleta das amostras e realização das análises

As coletas foram realizadas através de um amostrador descartável de água subterrânea (bailer), construído em polietileno de alta densidade, com diâmetro de 41 mm e comprimento 1000 mm. As amostras foram transferidas para frascos, armazenados em caixa térmica com gelo e enviadas no prazo de 01 hora ao laboratório de análises químicas da Agespisa (Águas e Esgotos do Piauí SA).

As análises seguiram as diretrizes gerais do *Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater (APHA, 2009)* e os resultados foram comparados com a lista de valores orientadores da Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009), com os padrões de potabilidade da água indicados na Portaria N°



2914/2011 do Ministério da Saúde e também comparados à Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005).

#### 4.2.1 O modelo computacional

A modelagem computacional pode fornecer as estimativas de velocidade do fluxo subterrâneo, importantes para o fechamento do diagnóstico da contaminação proposto pela investigação confirmatória.

Dentre os modelos numéricos computacionais disponíveis, utilizou-se nessa pesquisa o PMWIN PRO®, desenvolvido por Chiang (2005), que oferece interface para simulação do fluxo da água subterrânea no pacote MODFLOW® (MCDONALD e HARBAUGH, 1988) e simulação do transporte advectivo de partículas no pacote PMPATH® (CHIANG e KINZELBACH, 1994).

A calibração é a fase de ajuste dos parâmetros do modelo para produzir as cargas hidráulicas e fluxo medidos no campo. Nessa pesquisa, a calibração foi realizada através de procedimento desenvolvido por Schuster (2002), denominado de Método Iterativo de Gradiente Hidráulico Alternativo ou MIGHA.

A Figura 11 apresenta o fluxograma do processo de modelagem computacional aplicado na região do cemitério Areias e os itens subsequentes descrevem como foram obtidos cada um dos dados requeridos.

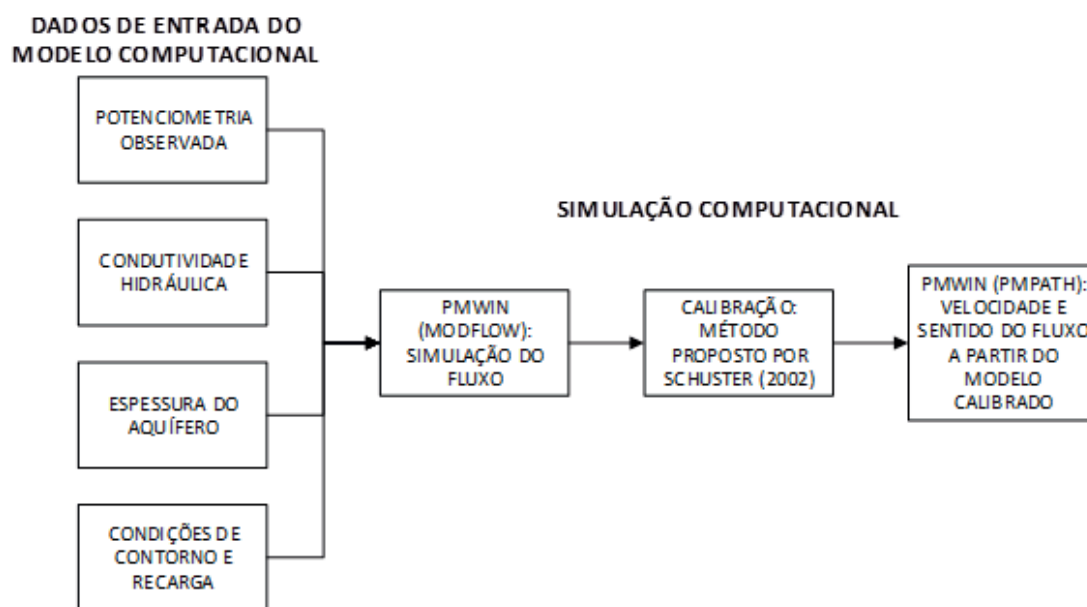


Figura 11 – Simulação do fluxo e velocidade da água subterrânea

##### 4.2.1.1 Potenciometria observada

Conforme relatado no item 4.1.1.1 (pág. 43), foram executados 4 poços de monitoramento que serviram para coleta de amostras da água subterrânea na localidade e determinação da profundidade do nível estático no período de observação



do estudo.

O monitoramento da variação do nível estático ocorreu segundo cronograma disposto na Tabela 5 (pág. 45), durante o período de novembro de 2012 a outubro de 2013. O nível estático no mês de maio de 2013 foi considerado para estimativa da potenciométrica inicial. Essa escolha é justificada pela maior proximidade do aquífero ao topo do terreno, o que levaria a maiores riscos de contaminação. A Figura 12 apresenta a potenciométrica observada na área do cemitério Areias.

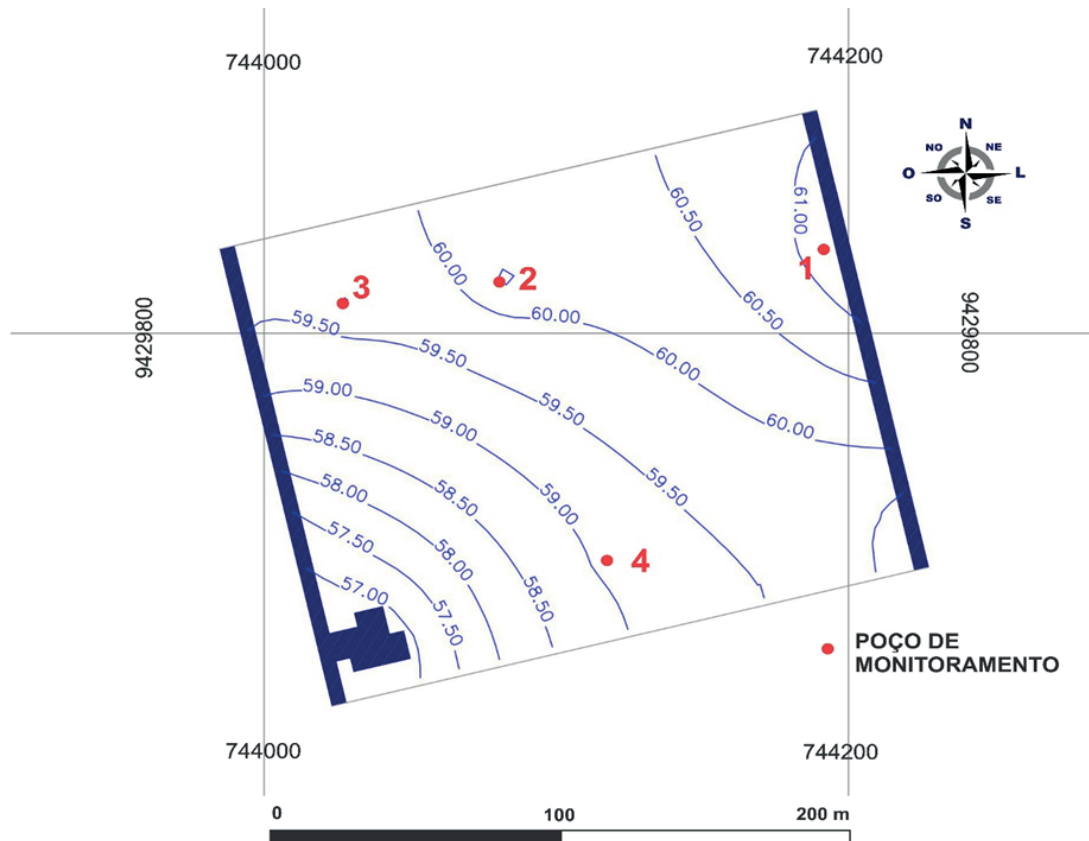


Figura 12 – Potenciométrica (maio, 2013)

#### 4.1.2.2 Estimativa inicial da condutividade hidráulica na área

Conforme exposto no item 4.1.1.2 (pág. 43), foram perfurados 28,35 m (no total de 3 furos) do regolito interno aos limites do cemitério. Os três furos de sondagem executados permitiram a identificação da estratificação do terreno, sendo possível estimar a condutividade hidráulica do terreno a partir do material amostrado.

Devido à indisponibilidade de testes de bombeamento para identificação de resultados mais representativos, o uso da literatura foi o método encontrado para produzir um valor aproximado inicial da condutividade esperada no aquífero sob o cemitério Areias.

Segundo dados constantes na sondagem, areias com diferentes granulometrias compõem o estrato de solo no cemitério. Contudo, areias com granulometrias mais finas parecem ser uma tendência nos perfis das sondagens (vide resultados na

Figura 17, pág. 57).

Assim, foi proposto que o aquífero freático teria condutividade de  $10^{-5}$  m/s, característico de areias finas, segundo valores de Todd (1959) (vide Tabela 6).

Material	Condutividade hidráulica horizontal (m/s)
Cascalho grosso	1,74E-03
Cascalho médio	3,13E-03
Cascalho fino	5,21E-03
Areia grossa	5,21E-04
Areia média	1,39E-04
Areia fina	2,89E-05
Silte	9,26E-07
Argila	2,31E-09
Conglomerado, predominando cascalho	3,47E-04
Conglomerado, predominando areia	5,67E-06
Conglomerado, predominando argila	1,16E-07
Arenito fino	2,31E-05
Arenito médio	3,59E-04
Arenito médio/fino	1,91E-04
Folhelho	1,16E-07
Argilito	1,16E-07
Calcário	1,09E-04
Dolomito	1,16E-07

Tabela 6 – Valores de condutividade hidráulica horizontal em m/s para alguns materiais geológicos (TOOD, 1959).

#### 4.1.2.3 Determinação da espessura do aquífero

O processo de modelagem computacional necessita da profundidade do aquífero que pretende ser modelado. Esse dado pode ser obtido subtraindo a cota do terreno (topografia) da cota do topo da camada considerada impermeável.

Para o cemitério Areias, devido a composição característica do solo, que ocorre em grande profundidade, a solução encontrada foi considerar a camada de argila que passa a 7 m de profundidade no ponto de sondagem C (vide resultados na Figura 17, pág. 57), como representativa para toda a área modelada. Assim, o modelo conceitual do aquífero freático tem espessura de 7 m de profundidade.

#### 4.1.2.4 Recarga do aquífero

O método de Flutuação da Superfície Piezométrica (WTF – Water Table Fluctuation) foi utilizado para a determinação da recarga do aquífero. Aplicável a aquíferos livres (não confinados), a recarga (Equação 6) é calculada em função do rendimento específico ( $S_y$ ) e das variações nos níveis de água ao longo do tempo

( $\Delta h \Delta t$ ) (MAZIERO; WENDLAND, 2005).

$$R = S_y \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (6)$$

O rendimento específico (specific yield) pode ser definido como a proporção do volume de água que, depois de saturado, é drenado por gravidade com relação ao seu próprio volume. Pode ser dado pela equação empírica (Equação 7) que relaciona o rendimento específico com o valor da condutividade hidráulica (MAZIERO; WENDLAND, 2005).

$$S_y = 0,117 \times \sqrt[3]{k} \quad (7)$$

Onde  $k$  é a condutividade hidráulica do aquífero determinada em m/dia.

A variação máxima do nível freático no cemitério Areias para o período de estudo, pode ser visualizada na Tabela 7. A Tabela 8 apresenta a aplicação do método de recarga e os valores obtidos.

Piezômetro:	$\Delta h$ (m) de nov/2012 a out/2013
P1	1,10
P2	0,85
P3	0,87
P4	0,95

Tabela 7 – Variação máxima da profundidade do lençol freático.

Poços	$\Delta h$ (m)	$S_y$ $S_y = 0,117 \times \sqrt[3]{k}$	R (m/ano) $R = S_y \frac{\Delta h}{\Delta t}$	P (m/ano)*	R (%)
P1	1,10	0,11	0,121	1,332	9,08%
P2	0,85	0,11	0,0935	1,332	7,02%
P3	0,87	0,11	0,0957	1,332	7,18%
P4	0,95	0,11	0,1045	1,332	7,85%
					R(%) <sub>média</sub> = 7,78%

Tabela 8 – Método de recarga WTF com dados da pesquisa

\* Precipitação média anual em Teresina (m/ano) (TERESINA, 2012).

O valor da recarga considerada foi então obtido pelo produto entre a precipitação média anual em Teresina (mm/ano) pela recarga média (R%<sub>média</sub>). O resultado encontrado equivale a uma recarga de 103,66 mm/ano ou 3,28E-09 m/s.

#### 4.1.2.5 Porosidade

Nos depósitos sedimentares, a porosidade depende da forma, distribuição por tamanho e grau de cimentação e compactação das partículas. A Tabela 9, adaptada de Todd (1959) apud Tavares (2010), lista valores médios de porosidade para alguns

materiais geológicos.

Material	Porosidade %	Material	Porosidade %
Cascalho grosso	28	Calcário	30
Cascalho médio	32	Dolomita	26
Cascalho fino	34	Arenito	33
Areia grossa	39	Siltito	35
Areia média	39	Argilito	437
Areia fina	43	Basalto	17
Silte	46	Argila	42

Tabela 9 – Valores de porosidade para alguns materiais geológicos (TODD, 1959 apud TAVARES 2010)

Nessa pesquisa, a porosidade considerada foi de 43 % devido a predominância de areia fina no substrato do aquífero freático sob o cemitério Areias.

#### 4.1.2.6 Condições de contorno

Dados de elevação da base do rio (Elevation of the riverbed), condutância hidráulica do rio (Hydraulic conductance of the river) e variação do nível estático do aquífero freático entre o rio e o cemitério não estavam disponíveis ou não puderam ser obtidos pelas limitações inerentes ao projeto de pesquisa ou fonte de dados em órgãos públicos.

Dessa forma, a fim de se manter a representatividade dos poços de monitoramento de nível estático instalados, optou-se por delimitar a área de estudo aos limites do próprio cemitério. Essa escolha apresenta uma visão bastante pontual do aquífero, com limitações que devem ser consideradas frente ao comportamento geral do fluxo subterrâneo na região. Porém, oferece uma estimativa à velocidade de fluxo subterrâneo, que serve aos propósitos do diagnóstico da contaminação no cemitério Areias.

Assim, considerou-se uma condição de contorno fixa (carga hidráulica especificada na fronteira de entrada de fluxo) e condição de contorno fixa no limite de saída de fluxo e jusante do cemitério. Aos dois outros limites laterais, partindo-se do princípio que existam linhas de corrente que tornam o fluxo nulo na direção perpendicular a essas fronteiras, admitiu-se contornos sem fluxo. Vide representações na Figura 13.



Figura 13 – Condições de contorno

#### 4.1.2.7 Discretização da malha e seleção do modelo numérico

O domínio do modelo compreende uma área de 34650 m<sup>2</sup> e foi discretizado em uma malha de diferenças finitas de dimensões 210 m ao longo da direção x e 165 m ao longo da direção y, com células de dimensões 5 X 5 m (Figura 13). Sendo considerada uma camada não confinada de espessura média de 7 m e recarga de 3,28E-09 m/s.

Os modelos numéricos utilizados foram o MODFLOW® (MCDONALD e HARBAUGH, 1988), responsável pela simulação do fluxo de água subterrânea e o PMPATH® (CHIANG; KINZELBACH, 1994), responsável pela simulação do transporte advectivo de partículas e determinação da velocidade de fluxo.

#### 4.1.2.8 Calibração

Foi utilizado o método de calibração MIGHA (SCHUSTER, 2002), que consiste em um processo iterativo que tem início com a estimativa da condutividade hidráulica, a definição da potenciometria observada (e posterior cálculo do gradiente observado) e tomada da potenciometria calculada no MODFLOW (com cálculo posterior do gradiente calculado). A cada nova iteração no processo, o valor da condutividade é ajustado e as cargas hidráulicas calculadas aproximam-se dos valores observados em campo.

Os ângulos ( $\varphi$ ) formados pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado, e o erro quadrático médio das cargas hidráulicas são utilizados como critério de convergência. Segundo esse critério, a modelagem é encerrada quando se atinge um valor mínimo predefinido (Vide procedimento na Figura 14 e item 3.2.3).

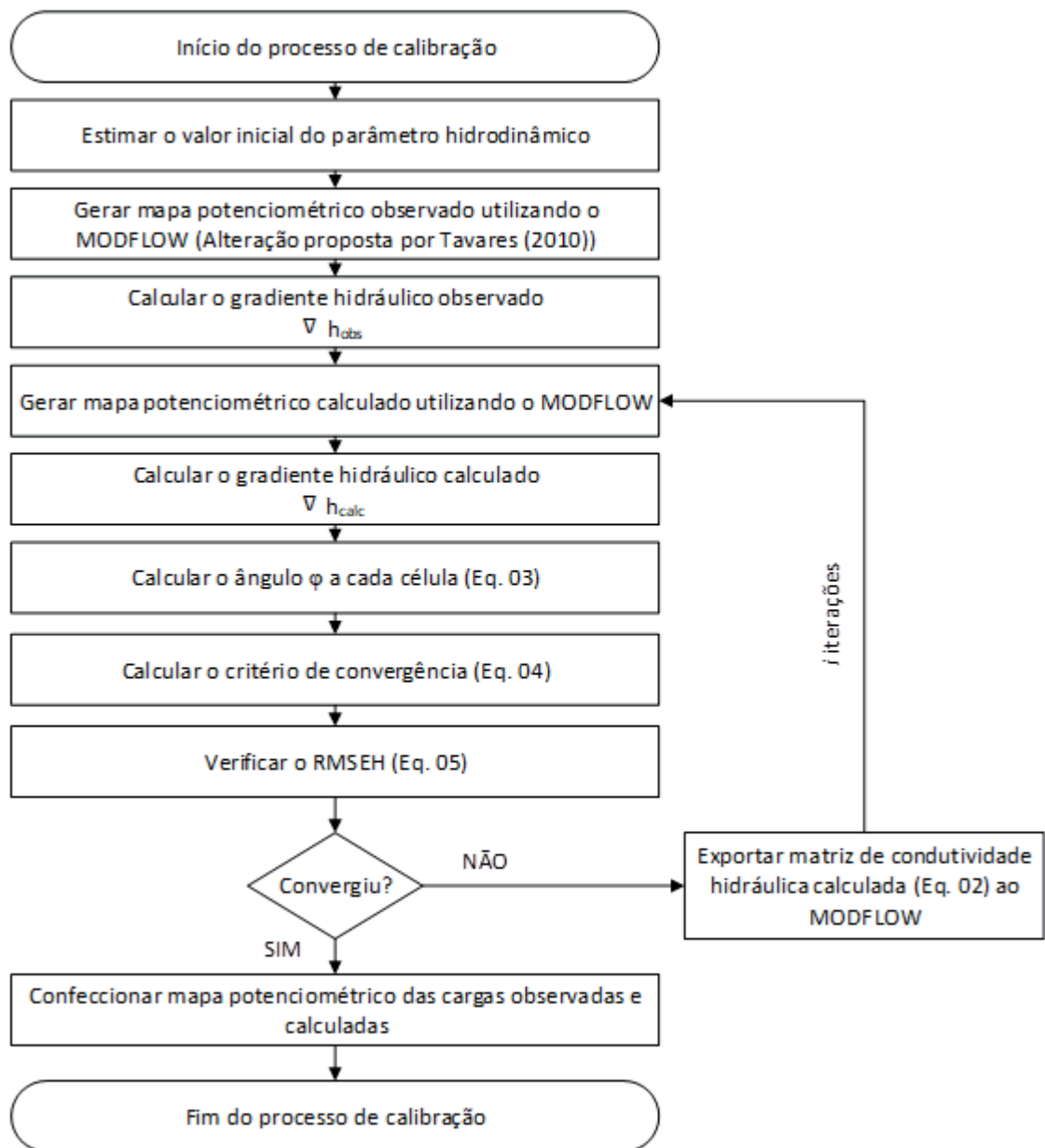


Figura 14 – Fluxograma do procedimento alternativo de calibração

Fonte: Adaptado de Schuster e Araújo (2004) e Tavares (2010).



# RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 5.1 Investigação da contaminação

### 5.1.1 Características da área de estudo

O cemitério Areias está situado na margem direita do Rio Parnaíba, em zona urbana, na região sul da cidade de Teresina e a montante do ponto de captação de água superficial para abastecimento público.

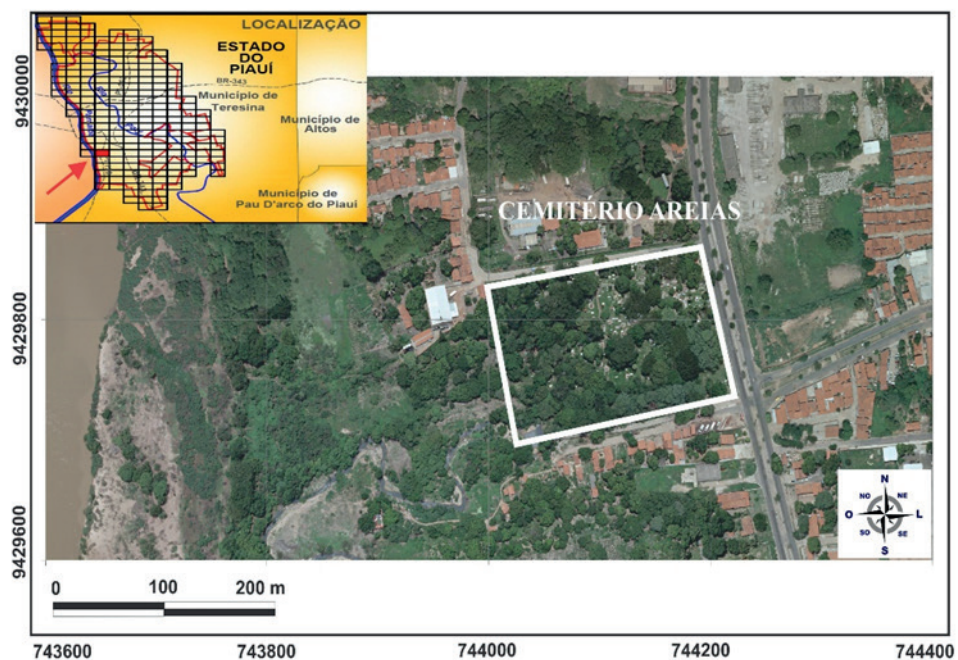


Figura 15 – Localização do Cemitério Areias na Zona UTM 23, Teresina - Piauí

A base geológica do município de Teresina corresponde às formações Piauí e Pedra de Fogo, pertencentes à uma estrutura geológica de dimensões regionais conhecida por Bacia Sedimentar do Piauí-Maranhão, que contém 80 % do Estado do Piauí. Entre as unidades de solo predominam o Latossolo Vermelho-Amarelo e o Podzólico Vermelho-Amarelo. O Latossolo Vermelho-Amarelo é situado em uma faixa paralela ao rio Parnaíba, com uma largura média de 10 km, ocorrendo com grande profundidade, boa drenagem, nível muito baixo de fertilidade natural e acidez muito forte (TERESINA, 2002).



A temperatura média mensal sofre pouca oscilação ao longo do ano, com temperatura média de 29,3 °C nos meses mais quentes (de outubro a novembro) e temperatura média anual de 27,7 °C. A média anual da precipitação acumulada é de 1332 mm, com regime pluviométrico concentrando-se com 75,6% da chuva nos primeiros quatro meses do ano e 24,4% restantes nos oito meses subsequentes (TERESINA, 2002).

### 5.1.2 Modelo Conceitual da Investigação Preliminar

Na Figura 16 é apresentado o modelo conceitual da avaliação preliminar para o cemitério de Areias. Segundo observação da topografia local, o escoamento das águas superficiais ocorre na direção do Rio Parnaíba, com tendência Leste-Sudoeste na região interna do cemitério. No limite sudoeste da necrópole, as feições do terreno são bruscamente alteradas por uma galeria de águas pluviais que despeja esgoto residencial não tratado, gerando um processo erosivo que pode receber parte do deflúvio gerado na área interna do cemitério Areias e encaminhá-lo ao Rio Parnaíba.

Sobre o comportamento do aquífero livre, segundo Heath (1983), o fluxo da superfície freática pode ser uma réplica atenuada da variação da superfície topográfica. Assim, pode-se admitir um fluxo subterrâneo com sentido leste-sudoeste na região interna do cemitério Areias, com parte do aquífero livre conectando-se com as águas dos esgotos despejados pela galeria.

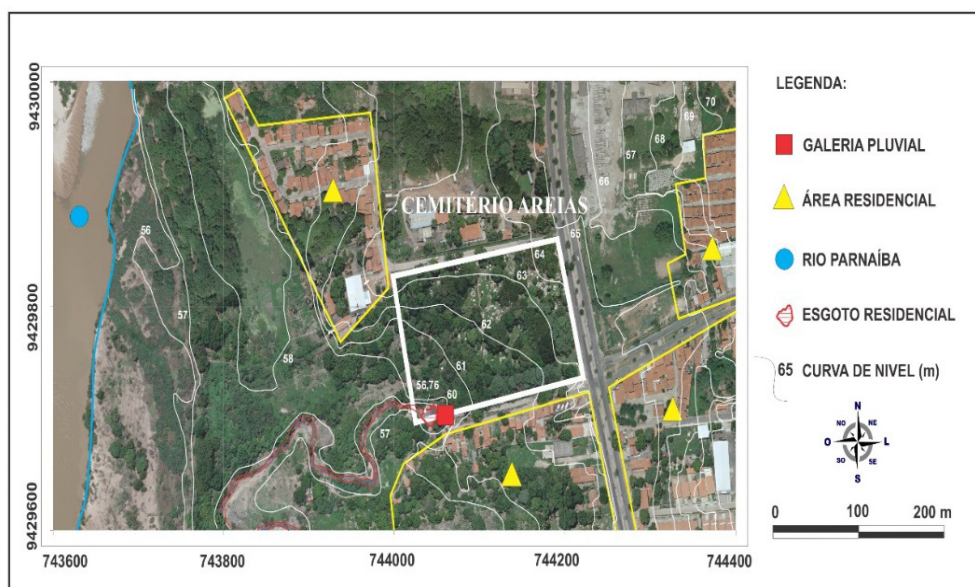


Figura 16 – Modelo Conceitual da Avaliação Preliminar

### 5.1.3 Investigação Confirmatória da contaminação

#### 5.1.3.1 Distribuição das litologias

Segundo resultado das litologias dispostos na Figura 17, no cemitério Areias, a

sobreposição de areias com diferentes granulometrias caracteriza uma permeabilidade facilitadora de uma possível contaminação do aquífero pela decomposição dos corpos presentes nas sepulturas. Essa pluma contaminante pode encontrar o lençol freático e percolar para camadas mais profundas do substrato saturado, ou, pode percolar horizontalmente em direção ao Rio Parnaíba.

Segundo Üçisik e Rushbrook (1998), os padrões esperados de litologias em cemitérios devem conter uma mistura de argila e areia de baixa porosidade. Essas características, ausentes no cemitério Areias, poderiam aumentar a capacidade de filtração e adsorção do solo, tornando-o apto à remoção do lixiviado na água infiltrada e maximizando a retenção dos produtos de degradação.

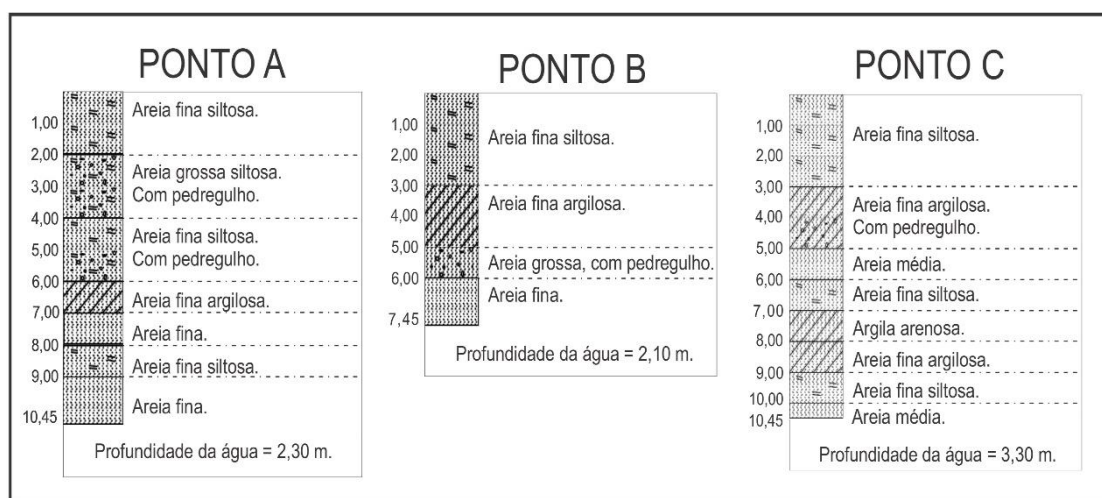


Figura 17 – Colunas de solo dos furos de sondagem realizadas no cemitério Areias.

### 5.1.3.2 Nível de água nos poços de monitoramento

Conforme resultados apresentados na Tabela 10, pode ser observado que no período final da estação seca de Teresina (28 de novembro de 2012), o nível do lençol freático apresentou-se com profundidade de 3,35 m na região central do cemitério (poço de monitoramento P2 – Figura 09, pág. 42) e 2,92 m na porção sul (poço de monitoramento P4 – Figura 09, pág. 42).

Ao final da estação chuvosa (maio de 2013), o nível do lençol freático alcançou a profundidade mais próxima do topo do terreno, variando de 2,33 m no poço de monitoramento P2 e 1,88 m no poço de monitoramento P4. Essa variação no lençol freático indica condições inapropriadas para sepultamentos na região, pois existem poucos centímetros de zona não saturada entre o fundo da sepultura (profundidade característica de 1,50 m) e o topo do lençol freático. Observa-se na Tabela 11, que ao final do período chuvoso (maio de 2013), há 0,83 m de zona insaturada no poço P2 e apenas 0,38 m no poço P4.

Datas das observações	Poços de Monitoramento			
	P1	P2	P3	P4
28 de novembro de 2012	3,86	3,35	3,85	2,92
10 de dezembro de 2012	3,77	3,18	3,84	2,83
14 de janeiro de 2013	3,57	2,61	3,72	2,5
18 de fevereiro de 2013	3,21	2,72	3,42	2,15
11 de março de 2013	3,24	2,78	3,44	2,25
13 de maio de 2013	2,67	2,33	2,97	1,88
10 de junho de 2013	2,98	2,73	3,1	2,24
15 de julho de 2013	3,26	2,84	3,5	2,32
12 de agosto de 2013	3,57	2,98	3,66	2,45
09 de setembro de 2013	3,62	3,07	3,64	2,48
14 de outubro de 2013	3,74	3,15	3,82	2,63

Tabela 10 – Profundidade do aquífero freático no cemitério Areias.

Datas das observações	Poços de Monitoramento			
	P1	P2	P3	P4
28 de novembro de 2012	2,36	1,85	2,35	1,42
10 de dezembro de 2012	2,27	1,68	2,34	1,33
14 de janeiro de 2013	2,07	1,11	2,22	1,00
18 de fevereiro de 2013	1,71	1,22	1,92	0,65
11 de março de 2013	1,74	1,28	1,94	0,75
13 de maio de 2013	1,17	0,83	1,47	0,38
10 de junho de 2013	1,48	1,23	1,6	0,74
15 de julho de 2013	1,76	1,34	2,00	0,82
12 de agosto de 2013	2,07	1,48	2,16	0,95
09 de setembro de 2013	2,12	1,57	2,14	0,98
14 de outubro de 2013	2,24	1,65	2,32	1,13

Tabela 11 – Profundidade do aquífero freático considerando o fundo da sepultura.

(\*) Considerando sepultura com profundidade de 1,50 metros.

A zona não saturada sob um cemitério aumenta a possibilidade de atenuação dos contaminantes e maximiza a remoção de bactérias e vírus (ÜÇISIK; RUSHBROOK, 1998). Dada as condições registradas no cemitério Areias, essa camada apresenta uma espessura reduzida ao fim das estações chuvosas e pode aumentar a vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação. A Figura 18 mostra a profundidade média da zona não saturada no fim da estação chuvosa no interior do cemitério, considerando o fundo das sepulturas e indicando profundidades inferiores a 1,5 m em 69 % da área instalada.

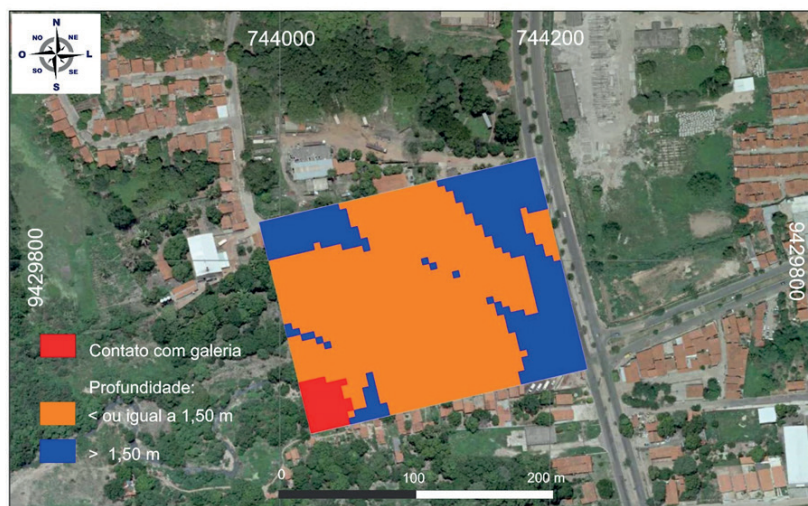


Figura 18 – Profundidade do aquífero freático no interior da necrópole

### 5.1.3.3 Nitrato

forma de nitrato está associada à doença metahemoglobinemia, que ataca bebês e dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea. Por esta razão, a Portaria N° 2914/2011 (padrões de potabilidade da água) estabelece o limite de 10 mg/L de Nitrato (como N) em águas de consumo. Em águas subterrâneas, a Resolução CONAMA 420/2009 (BRASIL, 2009), estabelece a concentração de 10 mg/L de Nitrato (como N) como valor limite a partir do qual, caso seja ultrapassado, pode-se considerar o manancial contaminado.

Os resultados apresentados na figura 19 indicam que há uma tendência de elevação das concentrações de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) nas águas subterrâneas logo no início do período chuvoso, no mês de dezembro de 2012. Essa tendência parece confirmar a hipótese de que sua disponibilidade na subsuperfície poderia ser lixiviada no período de recarga do aquífero, aumentando a sua concentração no aquífero livre. Apesar do incremento observado, os resultados mostram (Tabela 12 e Figura 19) que as concentrações não atingiram o valor limite de 10 mg/L (N-NO<sub>3</sub>), caracterizando a não contaminação do aquífero livre.

Datas das observações	Nitrato (mg/L)			
	Poços de Monitoramento			
	P1	P2	P3	P4
28 de novembro de 2012	0,70	0,40	0,90	0,30
10 de dezembro de 2012	1,70	0,80	1,20	0,90
14 de janeiro de 2013	1,30	0,70	1,30	0,40
18 de fevereiro de 2013	1,10	0,70	0,30	1,00
11 de março de 2013	0,60	1,00	0,30	0,70
13 de maio de 2013	0,10	1,10	0,90	0,30
15 de julho de 2013	0,60	0,80	0,70	0,60
12 de agosto de 2013	1,00	1,60	0,60	0,80
09 de setembro de 2013	0,90	0,10	0,70	0,40
14 de outubro de 2013	0,10	0,00	0,00	0,00

Tabela 12 – Concentrações de Nitrato (como N) nas amostras.

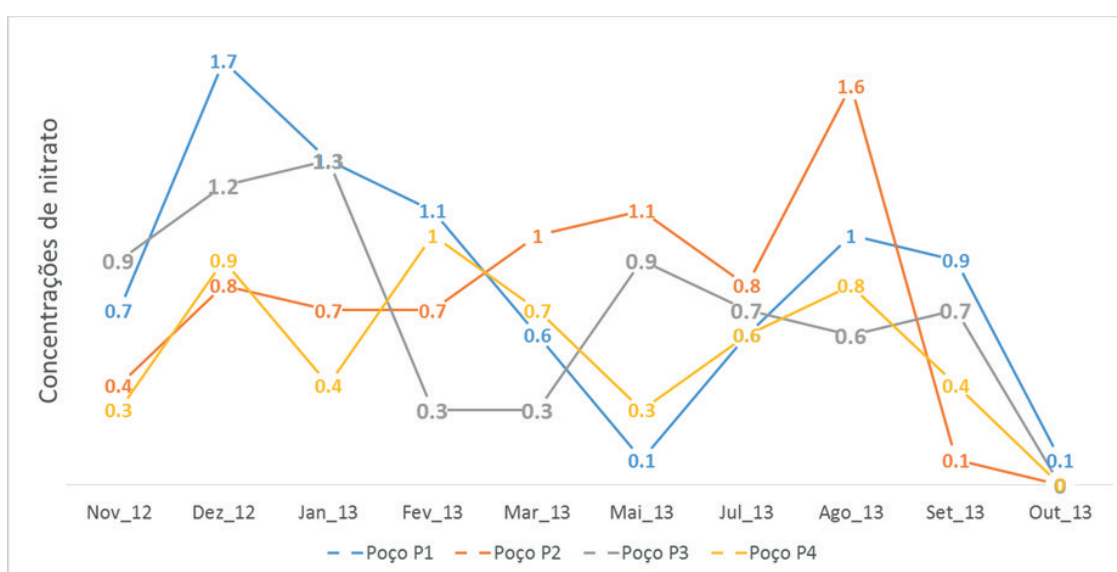


Figura 19 – Concentrações de Nitrato (como N) no período de amostragem em mg/L

#### 5.1.3.4 Amônia

A amônia está presente nos corpos d'água como produto da degradação de compostos orgânicos e inorgânicos do solo e da água. É comumente associada à poluição recente do corpo hídrico pelo contato com descargas de efluentes domésticos e industriais. A detecção de amônia no aquífero subjacente ao cemitério Areias, poderia revelar tanto a possibilidade de uma pluma de contaminação recente oriunda dos túmulos, como uma conexão do manancial subterrâneo com a galeria pluvial que despeja esgoto bruto nas imediações do cemitério.

Segundo os parâmetros de potabilidade indicados pela Portaria N° 2914/2011, limita-se em 1,5 mg/L a concentração máxima de amônia (como NH<sub>3</sub>) visando atenuar os problemas relacionados a odor da água em consumo.

Conforme resultados apresentados na Tabela 13 e Figura 20, os valores de amônia total permaneceram abaixo de 1,5 mg/L em 80 % (32 amostras) dos resultados



amostrados. Não ficou claro o que ocasionou o aumento das concentrações para valores acima do limite de 1,5 mg/L, em apenas 08 dos resultados demonstrados. Isso porque, não houve enterros no intervalo das amostragens e uma possível conexão com uma fonte de efluentes deveria interferir também nos demais resultados.

Os valores de pH aferidos nas amostras permaneceram menores que 7,5 durante toda a campanha. Segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005), para águas classe 3 e pH menor do que 7,5, é aceitável um valor limite de amônia de 13,3 mg/L. Segundo consta na Tabela 13, esse valor não foi alcançado nas amostras coletadas.

É razoável propor que a amônia não apresenta impacto ao manancial subterrâneo, não havendo evidências de uma pluma de contaminação sendo gerada continuamente nos túmulos ou que haja o impacto contínuo de esgoto bruto no aquífero freático.

Amônia Total (mg/L)				
Datas das observações	Poços de Monitoramento			
	P1	P2	P3	P4
28 de novembro de 2012	1,40	12,80	0,50	3,10
10 de dezembro de 2012	0,20	0,60	0,70	0,90
14 de janeiro de 2013	0,04	0,00	0,72	0,00
18 de fevereiro de 2013	1,90	1,00	1,40	2,90
11 de março de 2013	3,30	1,90	5,80	2,50
13 de maio de 2013	0,10	0,50	1,00	0,50
15 de julho de 2013	0,80	1,50	0,60	0,80
12 de agosto de 2013	0,30	0,20	0,00	1,30
09 de setembro de 2013	0,00	0,30	0,40	0,30
14 de outubro de 2013	0,00	0,10	0,80	0,30

Tabela 13 – Concentrações de amônia nas amostras.

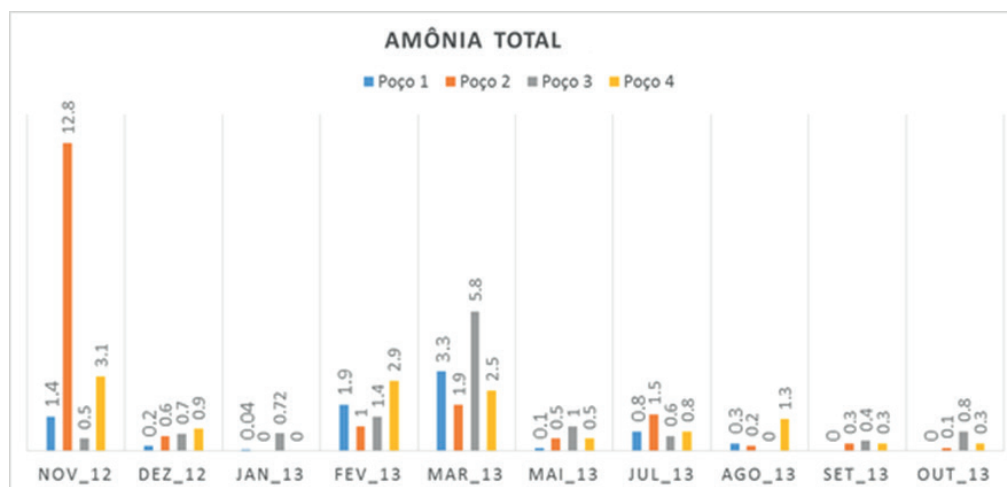


Figura 20 – Concentrações de Amônia em mg/L no período de amostragem



### 5.1.3.5 Coliforme Totais e E. coli

Os resultados apresentados na Tabela 14 apontam para a ocorrência de coliformes totais nas amostras de água colhidas no cemitério Areias. Foi observado o aumento da ocorrência de coliformes totais a partir do início do período chuvoso (10 de dezembro de 2012). Nesse período, o lençol freático ficou mais próximo da superfície, aumentando a probabilidade de contato entre o manancial e possíveis agentes contaminantes na subsuperfície e superfície do solo.

Apesar da ocorrência de coliformes totais nas amostras analisadas, é difícil relacioná-la ao impacto prioritário do cemitério na região. É possível que a falta de saneamento nas redondezas colabore com o aporte de microrganismos disponíveis no lençol freático no período de recarga do aquífero.

Também, conforme discutido em Sperling (2005), os coliformes totais podem ser entendidos como coliformes ambientais, tendo sido encontrados tanto em fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente, mas também em águas e solos não contaminados. Assim, a sua ocorrência nas amostras de água no cemitério Areias, podem não significar necessariamente a contaminação do aquífero.

Datas das observações	Coliformes Totais (NMP.100 mL-1)			
	Poços de Monitoramento			
	P1	P2	P3	P4
28 de novembro de 2012	26	100	>2400	1400
10 de dezembro de 2012	14000	200	14000	17000
14 de janeiro de 2013	>2400	410	>2400	>2400
18 de fevereiro de 2013	>2400	>2400	>2400	>2400
11 de março de 2013	>2400	610	>2400	>2400
13 de maio de 2013	310	250	200	1100
15 de julho de 2013	>2400	>2400	14000	14000
12 de agosto de 2013	190	>2400	>2400	>2400
09 de setembro de 2013	>2400	5,2	>2400	>2400
14 de outubro de 2013	>2400	<1	460	520

Tabela 14 – Coliformes nas amostras.

Sobre o E. coli, consolida-se no meio técnico o monitoramento de sua existência em água bruta, como forma de avaliar a probabilidade da presença de protozoários e outros patógenos (LIBÂNIO, 2010).

Na tabela 15 são apresentados os resultados de E. coli identificados nas amostras de água. A ausência de E. coli em 95 % das amostras analisadas, representadas nos resultados pelo Número Mais Provável (NMP) < 1, pode inferir que existe uma possibilidade diminuta da existência de patógenos oriundos do cemitério no aquífero livre.

Segundo Libânio (2010), os organismos patogênicos são incapazes de viver em sua forma adulta ou reproduzir-se fora do indivíduo que lhe serve de hospedeiro.

Assim, de acordo com os resultados apresentados, é igualmente diminuta, a possibilidade de uma pluma de microrganismos patogênicos oriunda das sepulturas atingir as imediações do cemitério com doses infectantes e ocasionar algum risco de contaminação ao Rio Parnaíba.

Datas das observações	<i>E. Coli</i> (NMP.100 mL-1)			
	Poços de Monitoramento			
	P1	P2	P3	P4
28 de novembro de 2012	<1	<1	1	<1
10 de dezembro de 2012	100	<1	100	<1
14 de janeiro de 2013	<1	<1	<1	<1
18 de fevereiro de 2013	<1	<1	<1	<1
11 de março de 2013	<1	<1	<1	<1
13 de maio de 2013	<1	<1	<1	<1
15 de Julho de 2013	<1	<1	<1	<1
12 de agosto de 2013	<1	<1	<1	<1
09 de setembro de 2013	<1	<1	<1	<1
14 de outubro de 2013	<1	<1	<1	<1

Tabela 15 – Presença de *E. coli* nas amostras.

#### 5.1.3.6 Diagnóstico da contaminação

A baixa ocorrência de indicadores de contaminação no aquífero livre do cemitério Areias, pode ser justificada pelo fechamento do cemitério para novos sepultamentos desde o ano de 2004. Nesse período foi levantada a hipótese de contaminação do lençol freático e Rio Parnaíba pelo lixiviado oriundo das sepulturas. Segundo a Environment Agency (2004), um cadáver humano se decompõe de 10 a 12 anos e estima-se que mais da metade da carga poluente lixivia no primeiro ano, restando menos de 0,1 % da carga original contaminante após 10 anos. Essa premissa pode explicar o porquê de concentrações tão baixas de nitrato e amônia na região.

Sobre a pequena detecção de microrganismos (notadamente *E. coli*), além da incapacidade dos organismos patogênicos viverem longe dos hospedeiros, estudos indicam que a subsuperfície (zona vadosa) funciona como uma linha de defesa até a chegada do topo do lençol freático. Essa linha de defesa é caracterizada pelo seu ambiente físico-bioquímico, que é mais favorável à eliminação e à atenuação de poluentes por diferentes processos, como a filtração, a sorção, a biodegradação e a oxidação química (ÜÇISIK; RUSHBROOK, 1998; ENVIRONMENT AGENCY, 2002; ENVIRONMENT AGENCY, 2004; HIRATA, 1994; DENT, 2002).

Assim, avalia-se que o aquífero freático sobre o cemitério Areias não apresenta sinais de contaminação oriunda da decomposição de corpos humanos enterrados na localidade, acrescentando-se que dificilmente exista uma pluma de contaminação capaz de impactar também o Rio Parnaíba. Entretanto, notou-se que a pequena

profundidade do lençol freático (Figura 18) e a presença de solo arenoso com alta permeabilidade (Figura 17), podem ocasionar condições que sugerem um perigo de contaminação caso o cemitério seja reaberto. Nesse caso, deve-se observar com cuidado os pré-requisitos de licenciamento definidos segundo a Resolução CONAMA N° 368/2006 (BRASIL, 2006).

## 5.2 O modelo Computacional

Os resultados dessa etapa seguem a sequência lógica do processo de modelagem computacional com a apresentação da potenciométrica observada versus a potenciométrica calculada na primeira simulação na Figura 21. Após o processo iterativo da calibração, apresenta-se a potenciométrica calibrada (Figura 22) e o indicativo da velocidade média obtida pelo fluxo subterrâneo modelado. Sendo estes fundamentais para a determinação de possíveis distâncias percorridas pelo contaminante analisado.

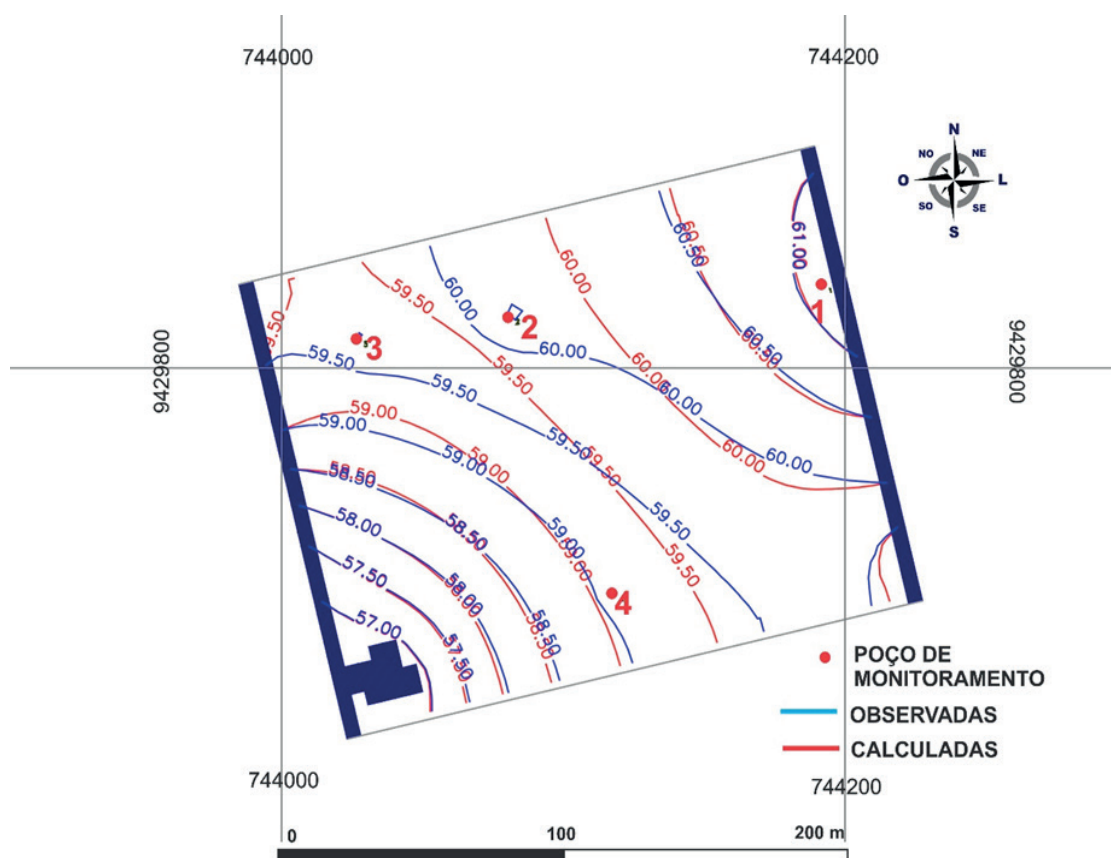


Figura 21 – Cargas hidráulicas observadas x cargas hidráulicas calculadas na 1ª simulação

Figura 21 demonstra a potenciométrica observada e a potenciométrica calculada anterior ao processo de calibração. Nesse ponto da modelagem computacional, o erro quadrático médio entre as cargas observadas e calculadas (RSMH) era igual a 0.1050 m e o somatório dos ângulos ( $\varphi$ ) formados pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado era igual a 11.21°.

A Figura 22 indica o processo final de calibração do modelo computacional. Considerou-se que o modelo foi calibrado com 12 iterações no método proposto por Schuster (2002).

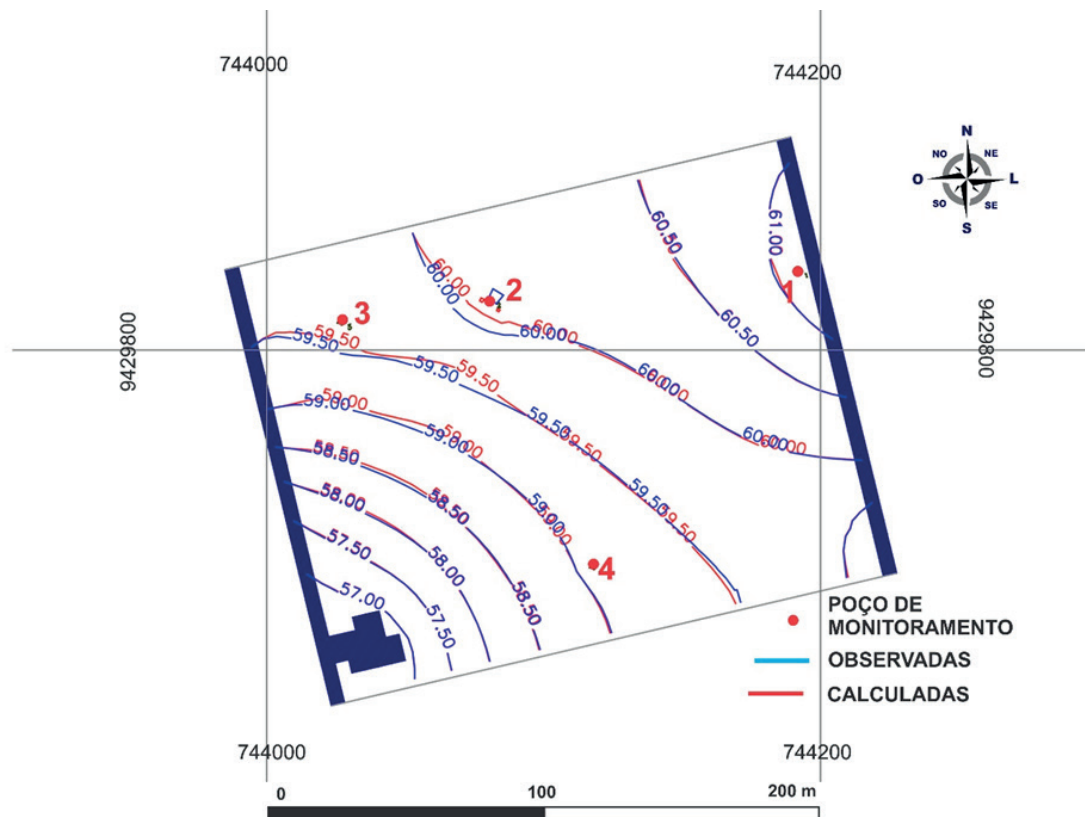


Figura 22 – Cargas hidráulicas observadas interpoladas x cargas hidráulicas calculadas calibradas

A Figura 23 demonstra o menor erro quadrático médio (RMSH) entre as cargas observadas e as cargas hidráulicas calculadas ao final da calibração, 0,0328 m. Na Figura 24, é possível inferir uma divergência de 5,35° na soma dos ângulos ( $\varphi$ ) formados pelos vetores do gradiente hidráulico observado e calculado, não interferindo no sucesso da calibração.

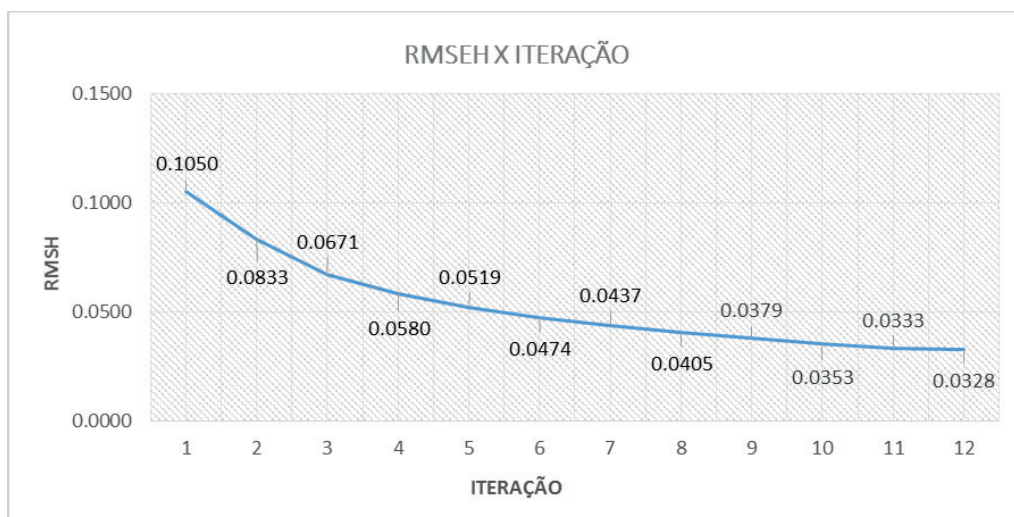


Figura 23 – Raiz do erro quadrático médio, em metros, vs. Iteração.

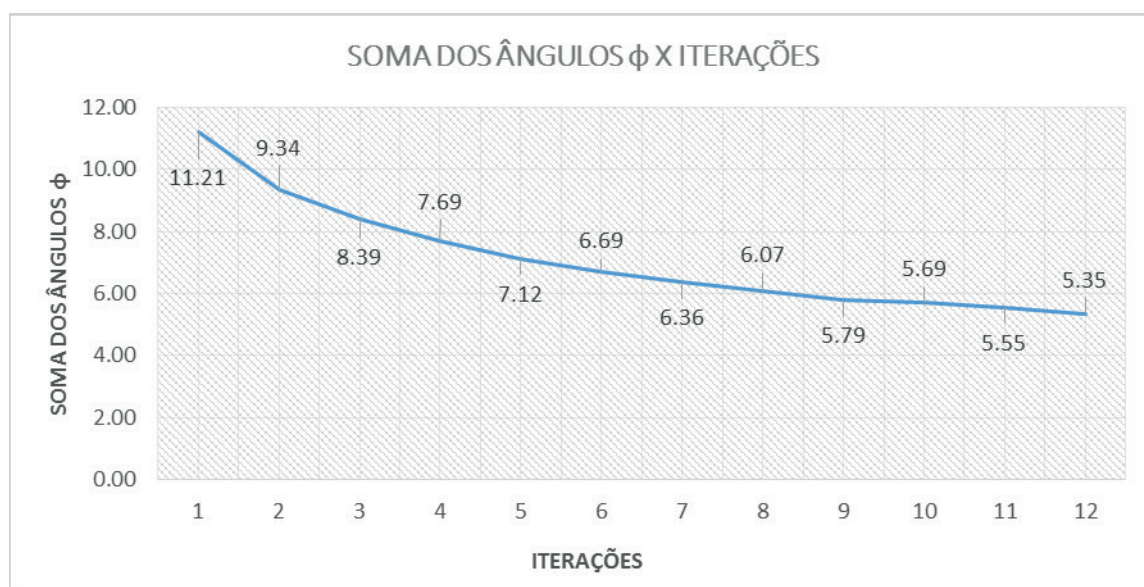


Figura 24 – Média dos ângulos, em graus, formado pelos vetores gradiente hidráulico observado e calculado vs. Iteração.

O produto da calibração apresenta a condutividade hidráulica para a área de estudo e a velocidade média do fluxo subterrâneo. A condutividade hidráulica horizontal apresentou valores médios da ordem de  $9.07E-05$  m/s, condizente com a estimativa inicial do modelo conceitual e areias finas encontradas no aquífero freático local. A velocidade média linear do fluxo subterrâneo foi determinada em 0.0304 m/dia (11.10 m/ano) após simulação do fluxo calibrado no pacote PMPATH (CHIANG; KINZELBACH, 1994).

A Figura 25 apresenta o sentido do fluxo subterrâneo modelado para a área do cemitério Areias. A Tabela 16 apresenta os valores obtidos da carga hidráulica observada e calculada após calibração nos poços de controle do modelo. A Figura 26 apresenta o gráfico de dispersão para os valores de carga hidráulica calculada e observada apresentados. O valor de  $R^2$  apresentado na Figura 26 varia entre 0 e 1, indicando, em percentagem, o quanto o modelo consegue explicar os valores observados. Quanto maior o  $R^2$ , melhor o modelo se ajusta à amostra.



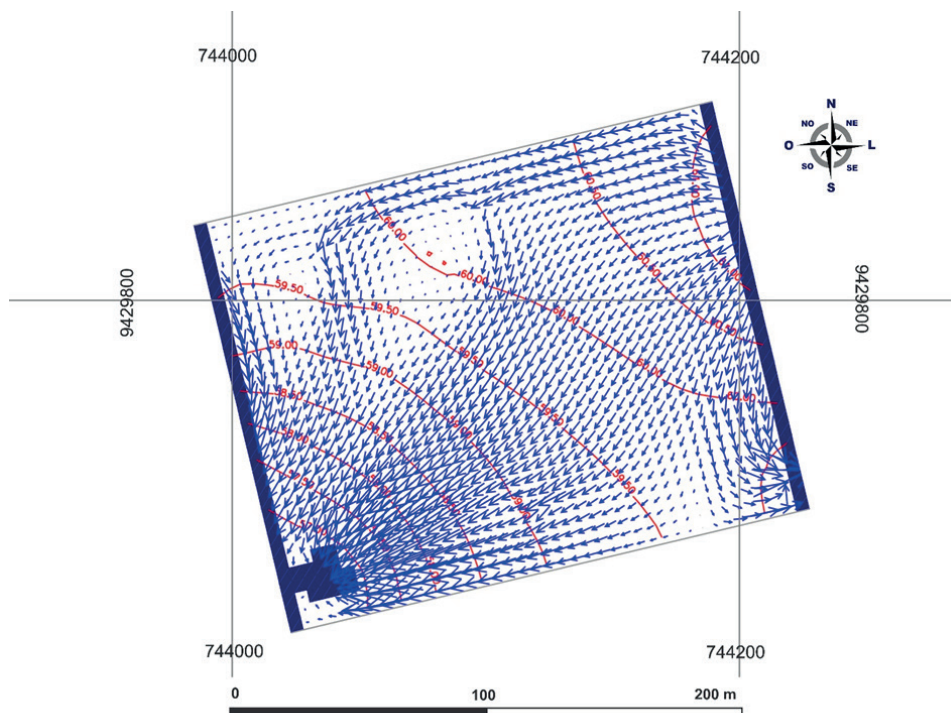


Figura 25 – Indicativo do fluxo subterrâneo após calibração

Ponto de observação	Observado (m)	Calculado (m)
P1	61.33	61.22
P2	60.37	60.36
P3	60.03	59.74
P4	59.12	59.12

Tabela 16 – Comparativo entre cargas observadas e cargas calculadas

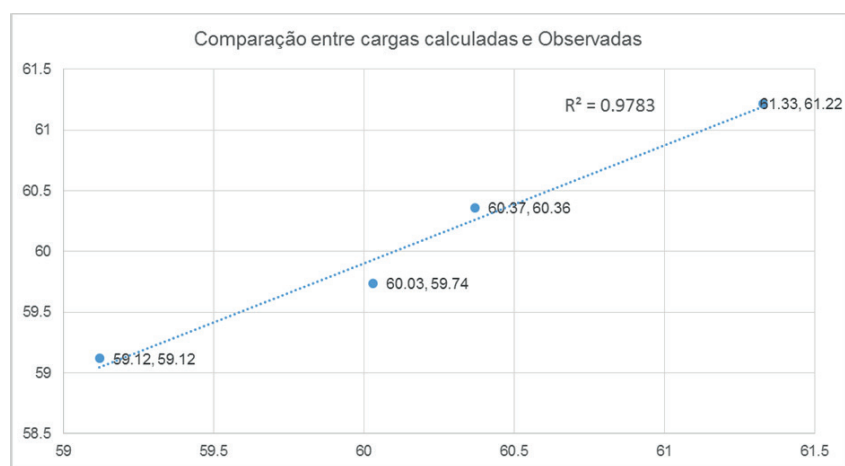


Figura 26 – Diagrama de dispersão da variância do comparativo entre cargas observadas e calculadas calibradas

Segundo HIRATA (2004), existem dois mecanismos que descrevem o transporte de contaminantes associados ao fluxo no aquífero: a advecção e a dispersão. A advecção é um processo hidráulico pelo qual o soluto é carregado pelo fluxo das superfícies igualando-se à velocidade linear média das águas subterrâneas. No caso de contaminantes não-degradáveis os efeitos podem ser maiores, pois por serem conservativos, a maior velocidade acaba resultando em maiores plumas, com



maiores áreas atingidas.

A dispersão hidrodinâmica é um fenômeno em que um soluto, durante seu movimento em subsuperfície, se mistura com águas não-contaminadas, causando a redução na concentração original. A dispersão hidrodinâmica é uma função da heterogeneidade do meio, que induz a uma variação e uma estratificação da velocidade das águas subterrâneas, e em menor proporção, da difusão molecular HIRATA (2004).

No caso do cemitério Areias, dois contaminantes foram estudados como representativos da contaminação. O primeiro, microbiológico, extremamente sensível às condições ambientais exteriores ao hospedeiro, e portanto altamente degradável. O segundo, o nitrato, mais persistente e móvel, capaz de transpor grandes distâncias dependendo da sua concentração inicial.

Comumente, ao se proteger fontes de abastecimento, o primeiro passo é definir a zona de proteção microbiológica. Esta zona baseia-se na distância equivalente a um tempo de trânsito horizontal na zona saturada, servindo como barreira de atenuação contra atividades que infiltram vírus, bactérias e parasitas patogênicos (FOSTER et al., 2006).

Evidências empíricas mostram que estimar tempos de percursos entre 25 e 50 dias, é suficiente para reduzir concentrações de coliforme fecal a um nível de detecção improvável nas amostras de qualidade da água (ARGOSS, 2001). Dessa forma, convencionou-se que 50 dias é uma estimativa razoável para se definir a zona de proteção microbiológica, o que está em conformidade com a prática de muitos países de alta e baixa renda per capita (ARGOSS, 2001; TAYLOR, 2004).

Nessa tese, a velocidade média linear do fluxo subterrâneo no cemitério Areias foi determinada em 0,0304 m/dia (11,10 m/ano) após simulação do fluxo calibrado no pacote PMPATH (CHIANG; KINZELBACH, 1994). Essa estimativa, aproxima-se do resultado da velocidade média linear do fluxo subterrâneo de um outro aquífero, também aluvial, estudado por Gomes e Frischkorn (2009) em Limoeiro do Norte (CE), com avaliação da velocidade em torno de 9 m/ano.

Embora o modelo conceitual concebido no estudo de Gomes e Frischkorn (2009) tenha envolvido condições de contorno mais complexas, indicadas pela presença do Rio Jaguaribe e Quixeré, a similaridade da velocidade do fluxo subterrâneo com o aquífero aluvial do cemitério Areias, indica uma estimativa satisfatória do modelo proposto nessa pesquisa.

Com essa velocidade de fluxo subterrâneo, o limite de contaminação em 50 dias de trânsito na zona saturada seria de 1,52 m a jusante do cemitério. Tal perspectiva, descredencia a probabilidade de uma possível contaminação microbiológica no rio Parnaíba.

A contaminação do rio Parnaíba por uma pluma de nitrato oriunda do cemitério Areias, também pode ser desconsiderada devido às concentrações iniciais diminutas já relatadas no item 5.1.3.3 (pág. 59) dessa pesquisa. Além disso, as baixas

velocidades envolvidas no fluxo subterrâneo do Areias, a distância do cemitério ao rio Parnaíba e a dispersão hidrodinâmica que pode acontecer na zona saturada, desempenham um importante papel na atenuação da pequena concentração de nitrato ainda existente.

Dessa forma, o modelo computacional corrobora a indicação da impossibilidade de contaminação do Rio Parnaíba e contaminação microbiológica nas imediações que ultrapassem uma faixa de 1,50 m dos limites do cemitério. Além disso, indica o funcionamento adequado do modelo conceitual e simplificações teóricas propostas para a área modelada.

### 5.3 Avaliação de propostas de instalação de necrópoles

Para necrópoles a serem instaladas, este estudo propôs a implantação de dispositivos que incrementassem os critérios de licenciamento propostos pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006).

Analisando-se os requisitos impostos pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), percebe-se que sua metodologia de salvaguarda dos aquíferos é baseada principalmente nas características de permeabilidade do solo e conseqüentemente na sua capacidade de atenuação de substâncias na subsuperfície.

Segundo observado, para cemitérios que não estão em zonas de mananciais, considera-se a profundidade de 1,5 m como padrão entre o fundo da sepultura (fonte de carga contaminante) e o lençol freático.

Art.5º Deverão ser atendidas, entre outras, as seguintes exigências para os cemitérios horizontais:

I – o nível inferior das sepulturas deverá estar a uma distância de pelo menos um metro e meio acima do mais alto nível do lençol freático, medindo no fim da estação das cheias (Resolução CONAMA 368/2006).

Sabe-se que os perfis naturais de subsolo atenuam ativamente muitos poluentes da água subterrânea. Porém, nem todos os perfis são igualmente eficazes na atenuação dos contaminantes, apesar da prática reiterada de se lançar efluentes e resíduos sólidos no subsolo contando com a sua capacidade de depuração.

Na resolução, a prática recomendada no Art. 5º, inciso I, pode incorrer no erro de superestimação da capacidade de atenuação da contaminação no solo. Isso porque, não se acrescenta qualquer especificação sobre as características necessárias do substrato na área pretensa do projeto, negligenciando uma informação capaz de garantir a qualidade da água no aquífero raso.

Em áreas de mananciais, a resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) estabelece que o substrato deve apresentar baixa permeabilidade ( $10^{-5}$  e  $10^{-7}$  cm/s), ou em caso contrário, distância até o topo do aquífero de 10 m de profundidade.

Art.5º Deverão ser atendidas, entre outras, as seguintes exigências para os cemitérios horizontais:

§1º Para cemitérios horizontais, em áreas de manancial para abastecimento humano, devido às características especiais dessas áreas, deverão ser atendidas:

III – o subsolo da área pretendida para o cemitério deverá ser constituído por materiais com coeficiente de permeabilidade entre  $10^{-5}$  e  $10^{-7}$  cm/s, na faixa compreendida entre o fundo das sepulturas e o nível do lençol freático, medido no fim da estação das cheias. Para permeabilidade maiores, é necessário que o nível inferior dos jazigos esteja dez metros acima do nível do lençol freático (Resolução CONAMA 368/2006).

Essa abordagem, embora melhore o crivo quanto ao tipo de solo recomendado para a instalação do empreendimento, não considera as características da carga contaminante presente nas sepulturas, tampouco sugere o monitoramento da possibilidade de contaminação do aquífero. Essa prática pode, mais uma vez, acarretar no erro de superestimação da capacidade de depuração do substrato.

Outra preocupação relacionada à Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), é evidenciada na necessidade de locação do cemitério a distâncias seguras de corpos de água superficiais e subterrâneos a critério do órgão licenciador.

Art.5º Deverão ser atendidas, entre outras, as seguintes exigências para os cemitérios horizontais:

§1º Para cemitérios horizontais, em áreas de manancial para abastecimento humano, devido às características especiais dessas áreas, deverão ser atendidas:

I – a área prevista para implantação do cemitério deverá estar a uma distância segura de corpos de água, superficiais e subterrâneos, de forma a garantir sua qualidade, de acordo com estudos apresentados e a critério do órgão licenciador (Resolução CONAMA 368/2006).

Normalmente, essa distância é estimada por cálculos simplistas baseados em distâncias arbitrárias ou modelos analíticos que desconsideram a complexidade do aquífero freático e fluxo subterrâneo.

Segundo Taylor et al. (2004), o uso da velocidade média linear do fluxo de água subterrânea (Lei de Darcy), ignora as muitas possibilidades de velocidades de fluxo das águas subterrâneas que realmente ocorrem. Observações em microescala ao longo de caminhos de fluxo subterrâneo (estudos com traçadores) evidenciam velocidades que podem ser mais rápidas que a velocidade média definida pela formulação.

Nessas condições, a não redução da possibilidade de contaminação microbiana é fato nos Estados Unidos desde que se passou a utilizar a velocidade Darcy como forma de preservar a qualidade das águas subterrâneas. Esse cenário sugere condições análogas para as demais localidades que adotam os mesmos princípios (MACLER; MERKLE, 2000; TAYLOR et al. 2004).

Além disso, o transporte de nitratos móveis e persistente, metais pesados e formaldeído presentes nas necrópoles incrementam os riscos de contaminação microbiana do aquífero, mesmo considerando a pequena sobrecarga hidráulica oriundas das sepulturas (ŻYCHOWSKI, 2012).

Assim, condicionar a liberação do uso do solo para atividades de sepultamentos, baseados unicamente em profundidades e distâncias arbitrárias sem maiores estudos entre a interação da carga contaminante e variados tipos de estratos de solo, parece uma prática condescendente proporcionada pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006).

Esse cenário dotado de incertezas relacionadas ao binômio formado entre contaminação e atenuação do solo deveria provocar um aumento da segurança e gerenciamento do cemitério, a fim de evitar possíveis passivos ambientais. Elevar a caracterização do aquífero e estabelecer metas de monitoramento da atividade poderiam fornecer maior controle, diminuir os riscos de contaminação e proteger a população.

Assim, para necrópoles a serem instaladas ou para reavaliar o perigo de contaminação de necrópoles já instaladas, este estudo propôs a implantação de dispositivos que incrementassem os critérios de licenciamento propostos pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006).

O método proposto parte da caracterização da carga contaminante do cemitério e vulnerabilidade do aquífero, determina o perigo da contaminação potencial contido na proposta de instalação da necrópole e sugere níveis de gerência para cada caso.

A Figura 27 demonstra os critérios do cruzamento da vulnerabilidade do aquífero pelo método GOD (Item 3.2.1, pág. 25) com o cadastro da carga contaminante POSH (Item 3.2.2, pág. 27), resultando na estimativa qualitativa do perigo de contaminação. A Figura 28 demonstra a abordagem multicamadas proposta.

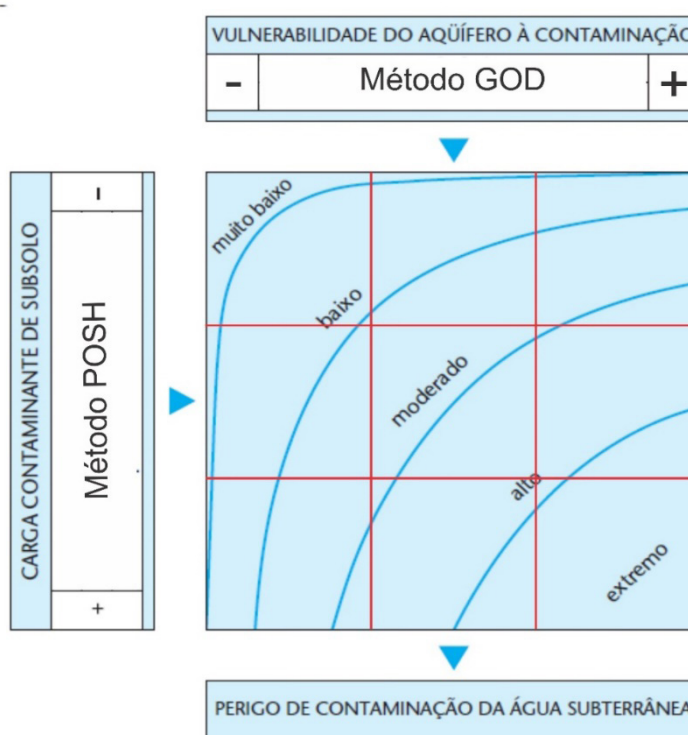


Figura 27 – Aplicação do método de perigo de contaminação

Fonte: Adaptado de Foster et. al (2006)

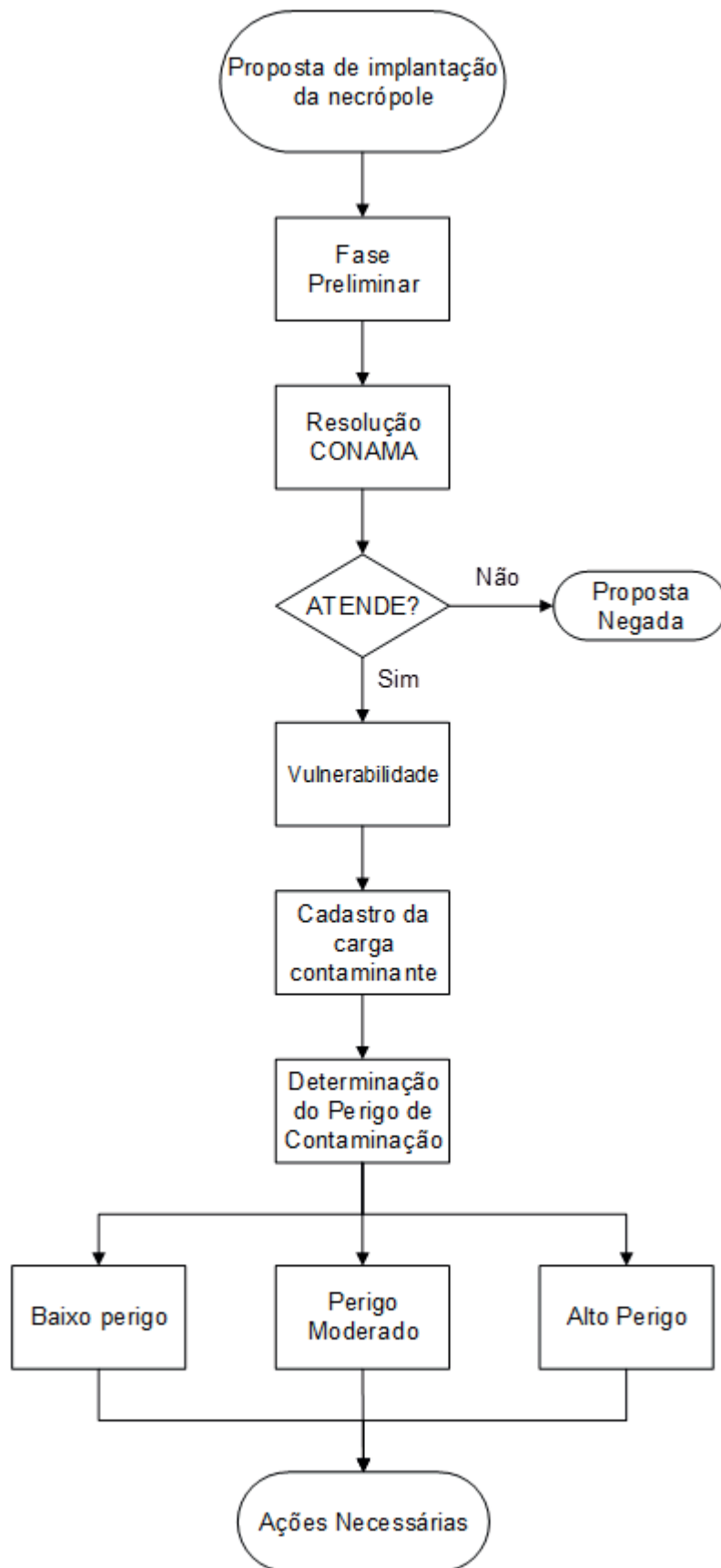


Figura 28 – Proposta de instalação de necrópoles

A fase preliminar é fundamental para todos os níveis do processo de avaliação da proposta. É um diagnóstico das condições presentes no aquífero a partir de dados já disponíveis (ou imediatamente determinados) da hidrogeologia, topografia, regime de chuvas, sondagem do terreno para determinação do tipo de solo e levantamento

do nível do aquífero freático ao fim da estação chuvosa. Esta etapa fornece um modelo conceitual preliminar que serve para as verificações da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), assim como para determinação da vulnerabilidade natural do aquífero pelo método GOD.

Caso as condições iniciais sejam favoráveis à implantação do cemitério mediante o crivo da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), as etapas seguintes têm a proposta de aumentar os níveis de segurança na gestão do aquífero onde o empreendimento será instalado ou reavaliado.

Os diferentes níveis de decisão dependem, portanto, do cruzamento da vulnerabilidade do aquífero (determinado na fase preliminar pelo método GOD) com a caracterização da carga contaminante das necrópoles pelo método POSH, resultando na identificação do perigo de contaminação (FOSTER, 2006). A partir do perigo de contaminação, define-se os critérios auxiliares de gestão.

O método GOD conforme já destacado no item 3.2.1 (pág. 25), estabelece três níveis de vulnerabilidade, o baixo, o médio e o alto. O índice baixo significa que o aquífero é vulnerável a compostos extremamente móveis e persistentes, como sais, nitratos e alguns solventes organo-sintéticos. O índice médio indica que o aquífero é susceptível a contaminantes moderadamente móveis e persistentes, como hidrocarbonetos halogenados, alguns metais pesados e sais menos solúveis. O índice alto/extremo indica a sensibilidade do aquífero para contaminantes degradáveis, como bactérias e vírus (HIRATA, 1994). Os três níveis ocorrem nos cemitérios em maior ou menor probabilidade, sendo a ameaça por compostos nitrogenados, microrganismos patogênicos e metais pesados as maiores ameaças descritas ao longo dessa pesquisa.

O método POSH considera a probabilidade da presença de substâncias poluentes a partir do tipo de atividade humana e a existência de uma carga hidráulica associada (sobrecarga) capaz de gerar o transporte advectivo dos contaminantes.

No caso dos cemitérios, o método POSH considera que sua carga contaminante tem o potencial reduzido de gerar carga contaminante no subsolo (Vide Tabela 3, pág. 28). Isso porque, segundo o método, a prática de sepultamentos gera uma carga contaminante microbiológica relativamente pequena e restrita a uma certa área, independente das condições de precipitação considerada (FOSTER et. al, 2006).

Essa perspectiva, entretanto, parece subestimar a capacidade contaminante das necrópoles que, segundo Żychowski (2012) e Environment Agency (2002), podem ser associadas a contaminantes persistentes e móveis como nitrato e amônia, além dos outros contaminantes potencialmente presentes e ainda pouco estudados como metais pesados e formaldeído.

Naturalmente, sem o estudo adequado de cada contaminante envolvido no processo de decomposição de corpos, é difícil obter estimativas confiáveis da composição dos efluentes gerados nas sepulturas que percolam para o lençol



freático em cemitérios brasileiros. Assim, devido à necessidade de simplificação, a caracterização da carga contaminante dos cemitérios será aqui representada pela metodologia POSH.

O cruzamento das informações da carga contaminante (POSH) com a vulnerabilidade, pode fornecer níveis de perigo de contaminação da água subterrânea variando de baixo, moderado a alto (Fig. 29). Isso porque, embora a carga contaminante seja de baixo potencial contaminante (segundo o POSH), a vulnerabilidade pode facilitar o acesso ao aquífero, contribuindo para a variação do resultado.



Figura 29 – Situações de resposta do método de perigo de contaminação

Fonte: Adaptado de Foster et al. (2006).

### 5.3.1 Baixo Perigo de Contaminação

Considerando os três níveis prováveis de gestão da proposta do cemitério e considerando que a carga contaminante pelo método POSH é reduzida, os resultados que indiquem baixo perigo de contaminação (situação 1 na figura 29) significam que o aquífero apresenta baixa vulnerabilidade.

Em condições de baixa vulnerabilidade pelo método GOD (Figura 4, pág. 26), a

distância até o lençol freático é alta e o solo indica baixas condições de permeabilidade na subsuperfície, ocasionando considerável capacidade de atenuação do aquífero à contaminação. Nessa situação, as condições de controle impostas pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) parecem adequadas devido a resiliência do aquífero na localidade do projeto. Pode ser suficiente considerar as salvaguardas propostas pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), como manter a distância adequada de fontes de água, ainda que sejam utilizados métodos analíticos de determinação da distância de depuração da contaminação.

### *5.3.2 Perigo Moderado de Contaminação*

Para perigo moderado de contaminação (situação 2 na figura 29), a vulnerabilidade do aquífero segundo o método GOD confere condições moderadas de acessibilidade à contaminação. Nesse cenário a distância do topo do terreno para o topo do lençol freático diminui e a zona vadosa confere uma maior permeabilidade da carga contaminante ao lençol freático.

Nesse caso, aumenta-se o perigo de contaminação por contaminantes móveis e persistentes como o nitrato, além de contaminantes menos móveis como metais pesados e caracteriza uma maior acessibilidade a contaminantes mais degradáveis como os vírus e bactérias pelo aumento da permeabilidade do aquífero. Assim, esses sítios devem ser submetidos a uma maior atenção por parte do órgão gestor.

Para as condições brasileiras, onde inexistente um maior conhecimento da carga contaminante das necrópoles, é importante investir no monitoramento do aquífero, acrescentando às peculiaridades do gerenciamento proposto pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), pelo menos três novos critérios: propiciar as instalações de monitoramento de qualidade de água; determinar o programa de monitoramento dos parâmetros indicadores de contaminação; e identificar dados que possibilitem estabelecer um modelo de fluxo subterrâneo e de contaminantes.

O monitoramento deve ser realizado para definir a qualidade das águas subterrâneas e superficiais próximas antes do desenvolvimento da atividade, e fornecer um aviso imediato do impacto ambiental com a atividade em desenvolvimento. O monitoramento anterior à instalação do cemitério pode ser realizado identificando as concentrações iniciais dos parâmetros indicadores de contaminação, com especial atenção para os compostos nitrogenados (nitrato, principalmente) que podem identificar imediatamente o impacto do cemitério no aquífero segundo os critérios da Resolução CONAMA N° 420/2009 (BRASIL, 2009).

O início da atividade pode confirmar a presença dos parâmetros de controle e introduzir outros parâmetros que merecem cuidado, como o formaldeído, relacionado ao processo de inumação dos corpos. Os parâmetros monitorados geram um leque de informações da interação entre águas subterrâneas, superficiais e cemitérios, melhorando o próprio processo de gestão e atualizando os critérios de investigação.

Em acréscimo ao monitoramento, devido à maior acessibilidade do lençol freático, um modelo de fluxo deve ser realizado para o melhorar o entendimento do comportamento subterrâneo e a indicação de distâncias seguras para a atenuação da carga contaminante. Os modelos numéricos computacionais, trabalham na atenuação das incertezas por contemplarem a maior complexidade do fluxo subterrâneo em estudo e é preferível ao uso dos métodos analíticos simplificados. A modelagem computacional, portanto, proporciona subsídios adequados para o gerenciamento dos recursos hídricos, graças à possibilidade de obtenção de cenários que favorecem a tomada de decisão (NOBRE, 2006; ASHLEY, 1994; ANDERSON; WOESSER, 1992).

Os parâmetros de campo que servem como base do modelo computacional são, em sua maioria, coincidentes com os dados básicos obtidos na fase preliminar do estudo da viabilidade ambiental da necrópole. O modelo proposto pretende determinar distâncias de autodepuração mais seguras e mais bem embasadas com as características do aquífero modelado. Um exemplo de modelagem computacional de aquíferos impactados por necrópoles pode ser analisado no artigo publicado por Sousa et al. (2010) e no Item 4.1.2 (pág. 46) desse estudo.

Os parâmetros que podem ser monitorados antes e depois da instalação do cemitério e o cronograma de avaliação estão apresentados na tabela abaixo e foram adaptadas da lista publicada pela Environment Agency (2002) e Environment Agency (2004). A figura 30 demonstra a sequência básica de ações para situações com perigo moderado de contaminação.

<b>Etapa do empreendimento</b>	<b>Monitoramento/Parâmetros</b>
<b>Anterior a instalação do cemitério</b>	<p>Monitoramento Trimestral: Nível da água, pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>3</sub>, Cl.</p> <p>Monitoramento Semestral: SO<sub>4</sub>, DBO, DQO, alcalinidade, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pn, Zn, P.</p>
<b>Posterior a instalação do cemitério</b>	<p>Monitoramento Semestral: Nível da água, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, Cl, Na, K, Ca, Mg, Fe, P, formaldeído*, Hg*.</p>

Tabela 17 – Requisitos mínimos recomendados para o monitoramento das águas subterrâneas

Fonte: Environment Agency (2002). (\*) Acrescentado pelo autor.

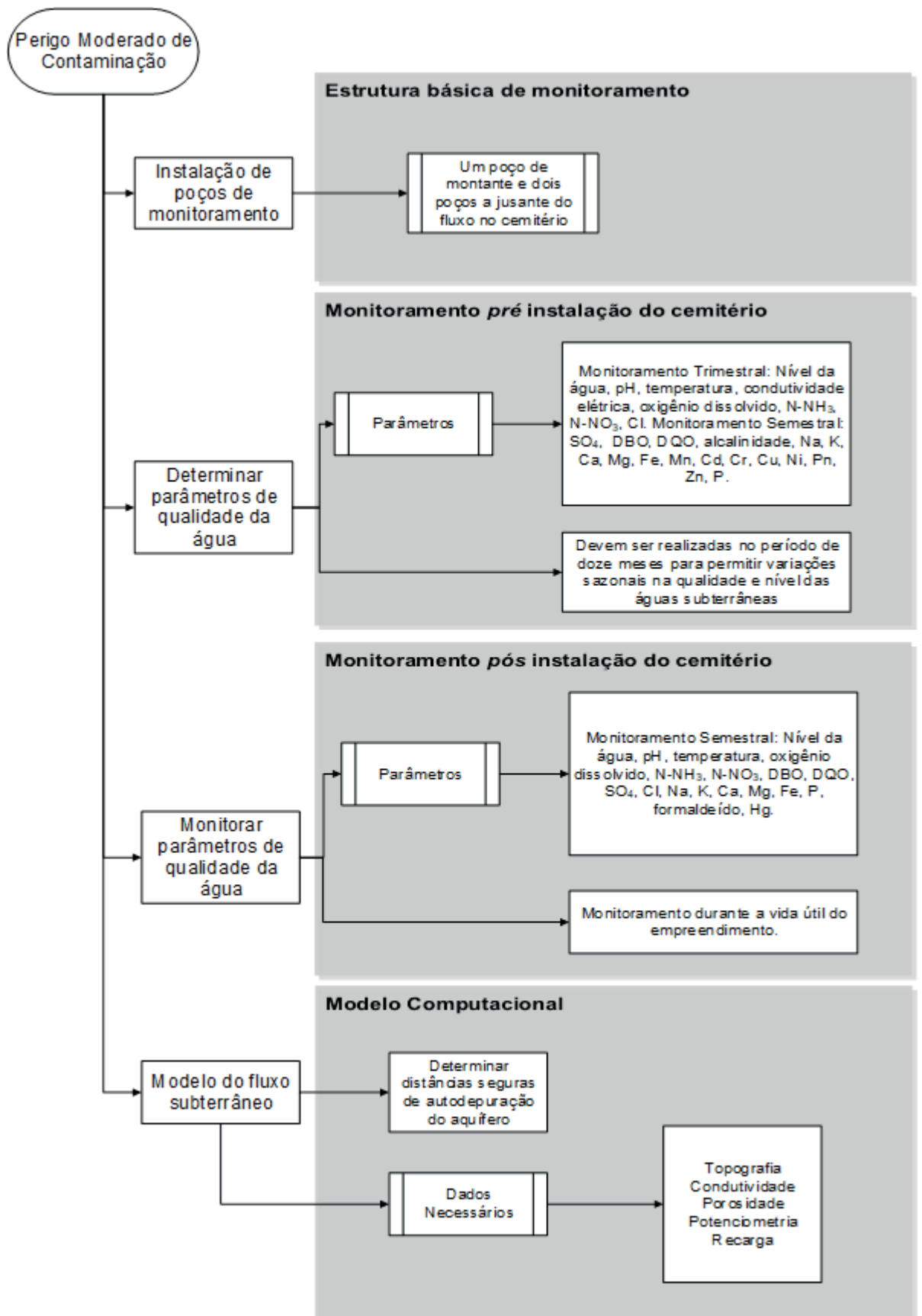


Figura 30 – Abordagem para perigo moderado de contaminação

### 5.3.3 Alto Perigo de Contaminação

Propostas com alto perigo de contaminação (situação 3 na figura 29) significam que estão localizadas em áreas de alta vulnerabilidade segundo o método GOD. A alta

vulnerabilidade indica regiões do aquífero com substrato formado por litologias de alta permeabilidade e zona insaturada insuficiente para deter a contaminação de cargas microbiológicas (HIRATA, 1994). O perigo é incrementado pelo livre acesso de contaminantes extremamente móveis e persistentes, como as variáveis de nitrogênio presentes nos cemitérios.

Nessa etapa a proposta de instalação da necrópole deve apresentar o maior aporte de dados possíveis para análise, devido a sensibilidade do aquífero freático à contaminação. O aumento do nível de informações, realizado a partir de uma investigação de detalhe, pode conferir a segurança necessária para a instalação do empreendimento ou os argumentos necessários para a sua não aceitação. Em todo caso, a segurança ambiental e da comunidade deve vir em primeiro plano.

A proposta deve ser acompanhada da taxa anual de sepultamento e estimativa da carga efluente de contaminação do aquífero. O monitoramento proposto deve ser incrementado com a maior frequência de coletas e análises de amostras da qualidade da água subterrânea antes e durante a vida útil do empreendimento. O modelo computacional do aquífero deve avançar para uma proposta mais detalhada do comportamento do fluxo subterrâneo e sua interação com variados componentes da carga contaminante potencialmente presente nas sepulturas. Idealmente, propostas que se enquadram em situações de alto perigo de contaminação devem ser negadas devido à complexidade da obtenção de dados e inexistência de estudos mais detalhados sobre a carga contaminante oriunda das sepulturas.

#### *5.3.4 Estudo de caso*

A maioria dos cemitérios brasileiros apresentam algum problema de cunho ambiental havendo a necessidade de reavaliação das suas condições segundo os critérios da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006). Para garantir maior segurança do aquífero à contaminação, foi proposto que o método de gestão aqui detalhado no item 5.3 (pág. 71) fosse utilizado para incrementar a avaliação da resolução em casos reais de cemitérios no Brasil. O cemitério Bom Jardim (Fortaleza – CE) foi utilizado para reavaliação das suas condições de funcionamento e o cemitério Areias foi utilizado para aferir a possibilidade de reabertura. A figura 31 sumariza o procedimento aplicado no estudo de caso.

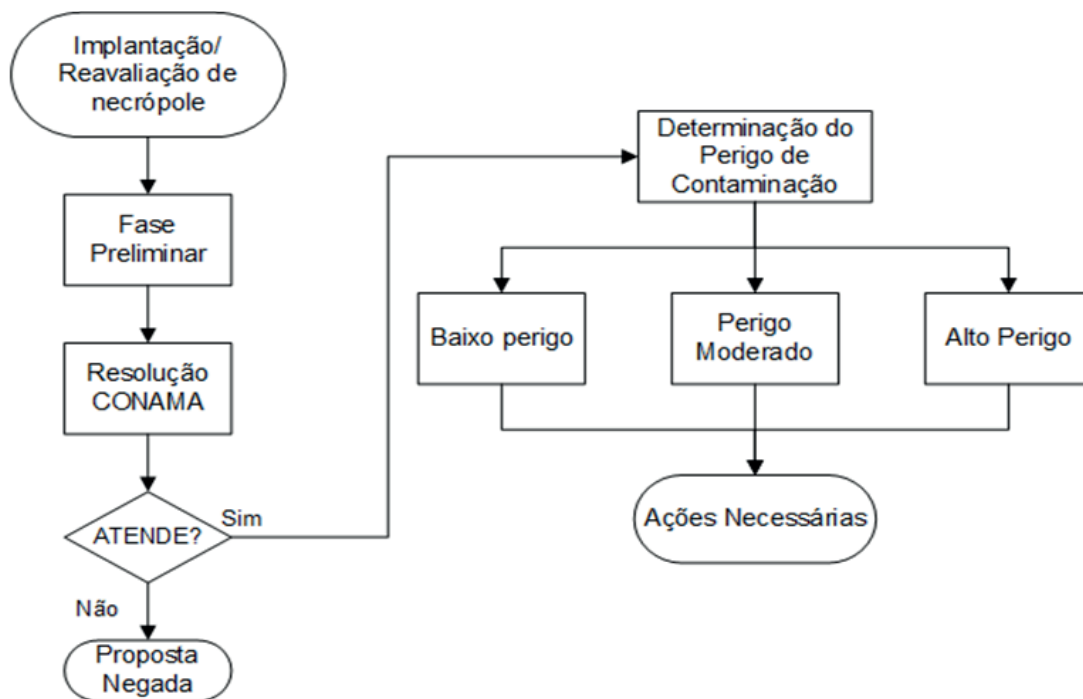


Figura 31 – Avaliação de propostas de implantação ou reavaliação de necrópoles

#### 5.3.4.1 Cemitério Bom Jardim (Fortaleza – CE)

O cemitério Bom Jardim, em funcionamento desde 1994, é mantido pela prefeitura municipal de Fortaleza (CE) e ocupa uma área de 0,8 km<sup>2</sup> (vide localização na Figura 32). Sua capacidade é da ordem de 51.000 sepultamentos, com 95% de sua capacidade total alcançada em meados de 2008 (CASTRO, 2008). Como na sua época de construção não existiam os critérios de licenciamento previstos pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), aumenta-se a importância de uma reavaliação sobre os possíveis impactos ambientais no aquífero e região circunvizinha.



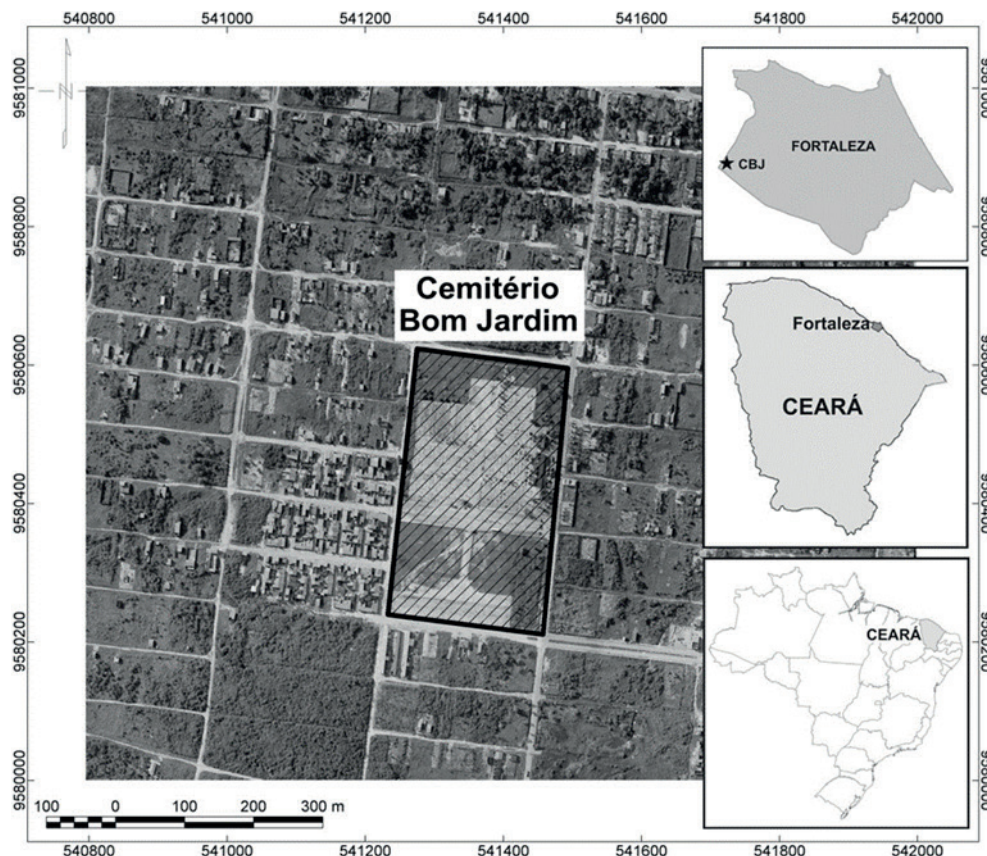


Figura 32 – Localização do Cemitério Bom Jardim

Fonte: Castro (2008)

Na reavaliação proposta nesse estudo de caso, as condições do Cemitério Bom Jardim foram verificadas acerca dos critérios básicos da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) e avaliou-se o perigo de contaminação presente no empreendimento a fim de propor o nível de segurança adequado ao aquífero. Os parâmetros analisados foram:

- Profundidade do lençol freático ao fim da estação chuvosa, considerando o nível do fundo da sepultura no cemitério Bom Jardim (critério básico de avaliação da resolução Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006));
- Profundidade do lençol freático considerando o nível do terreno (para avaliação da vulnerabilidade do aquífero segundo o método GOD);
- Litologias identificadas nos pontos de sondagem executados (para avaliação da vulnerabilidade do aquífero segundo o método GOD);
- Determinação da vulnerabilidade pelo método GOD;
- Caracterização da carga contaminante segundo o método POSH;
- Determinação do perigo de contaminação do cemitério.

#### 5.3.4.1.1 Diagnóstico

O cemitério Bom Jardim está locado no topo de uma suave elevação topográfica, com lençol freático variando de 1,5 m a 10 m de profundidade a partir do fundo das

sepulturas ao final da estação chuvosa. Vide Figura 33 indicativa da distância entre o fundo da sepultura e o topo do lençol freático.

Essa indicação atende ao critério principal de análise da resolução Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) para áreas que não servem de mananciais de abastecimento, em que “[...] o nível inferior das sepulturas deve estar a uma distância de pelo menos um metro e meio acima do mais alto nível do lençol freático, medindo no fim da estação das cheias.”

Analisando-se os dados para determinação da vulnerabilidade GOD do aquífero, definiu-se que o aquífero na localidade é confinado, atendendo ao índice GOD 1,0. Segundo Sousa et al. (2010), a litologia característica da região indica condições de baixa permeabilidade, com valor médio na ordem  $10^{-8}$  m/s, indicativo de siltes e argilas, atendendo ao índice GOD 0,5.

A Figura 34 indica a variação do lençol freático no fim da estação chuvosa considerando a distância entre o topo do terreno e topo do lençol freático. Para regiões onde a profundidade entre o topo do terreno ao aquífero freático é menor que 5 m, o índice GOD é 0,9. Para regiões onde a profundidade está entre 5 m e 20 m, o índice GOD é 0,8.

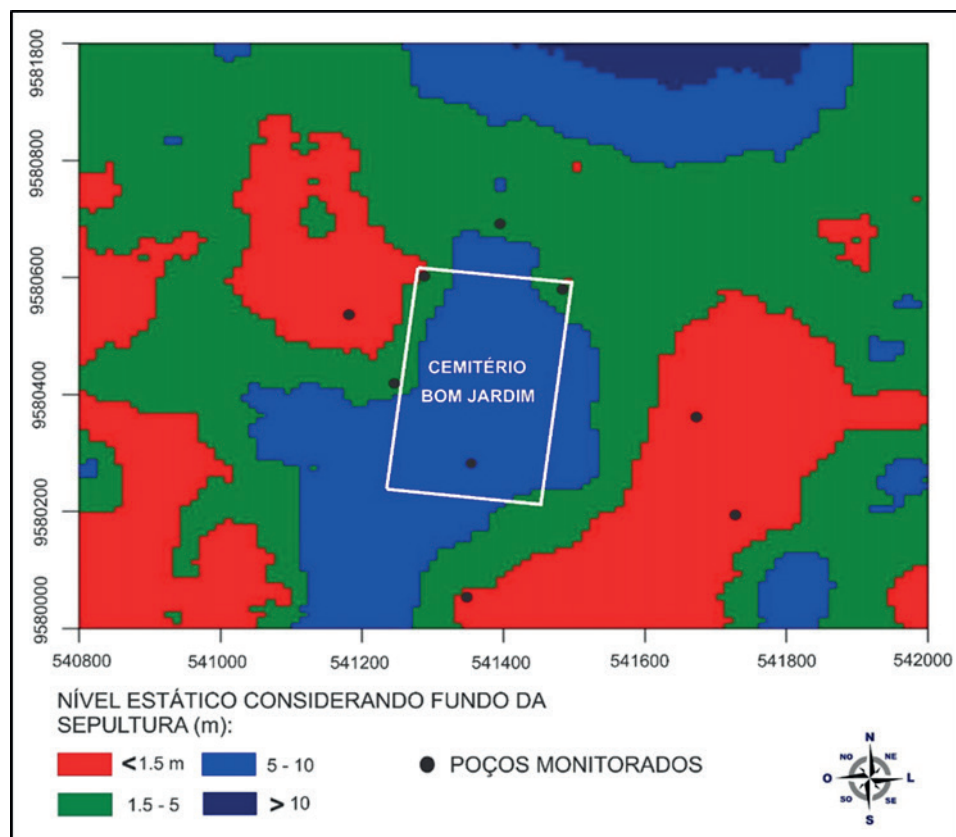


Figura 33 – Variação do nível estático considerando o fundo da sepultura

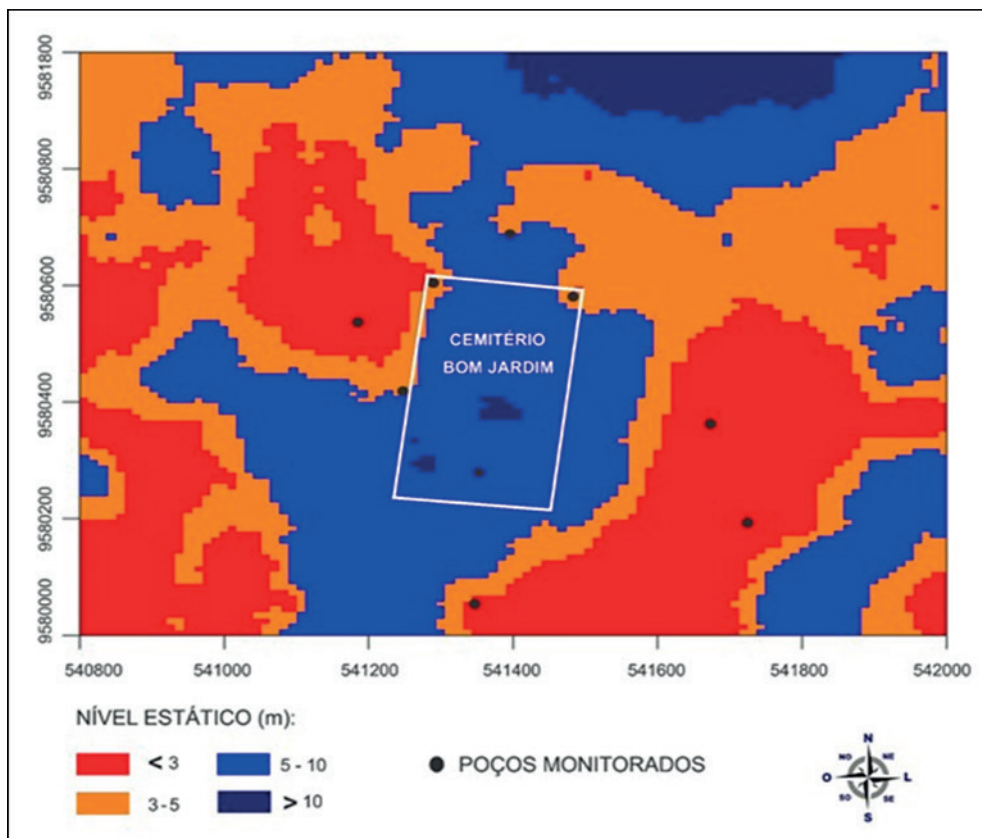


Figura 34 – Variação do nível estático considerando o topo do terreno

A Tabela 18 sumariza os índices atribuídos às características do aquífero freático na região do cemitério Bom Jardim, indicando média vulnerabilidade do aquífero à contaminação. A Figura 35 demonstra o mapa da vulnerabilidade para a região de estudo.

Avaliação da vulnerabilidade GOD	Ocorrência no Bom Jardim	Índice GOD
<b>Grau de confinamento do aquífero</b>	Inconfinado	1,0
<b>Origem dos estrados de cobertura</b>	Siltes e argilas	0,5
<b>Distância até o lençol freático</b>	(I) Menor que 5 m	0,9
	(II) Entre 5m e 20m	0,8
<b>Índice final GOD</b>	(I) Menor que 5 m	0,45
	(II) Entre 5m e 20m	0,40
<b>Vulnerabilidade do aquífero à contaminação:</b>		<b>MÉDIA</b>

Tabela 18 – Parâmetros do aquífero e índices de vulnerabilidade correspondentes

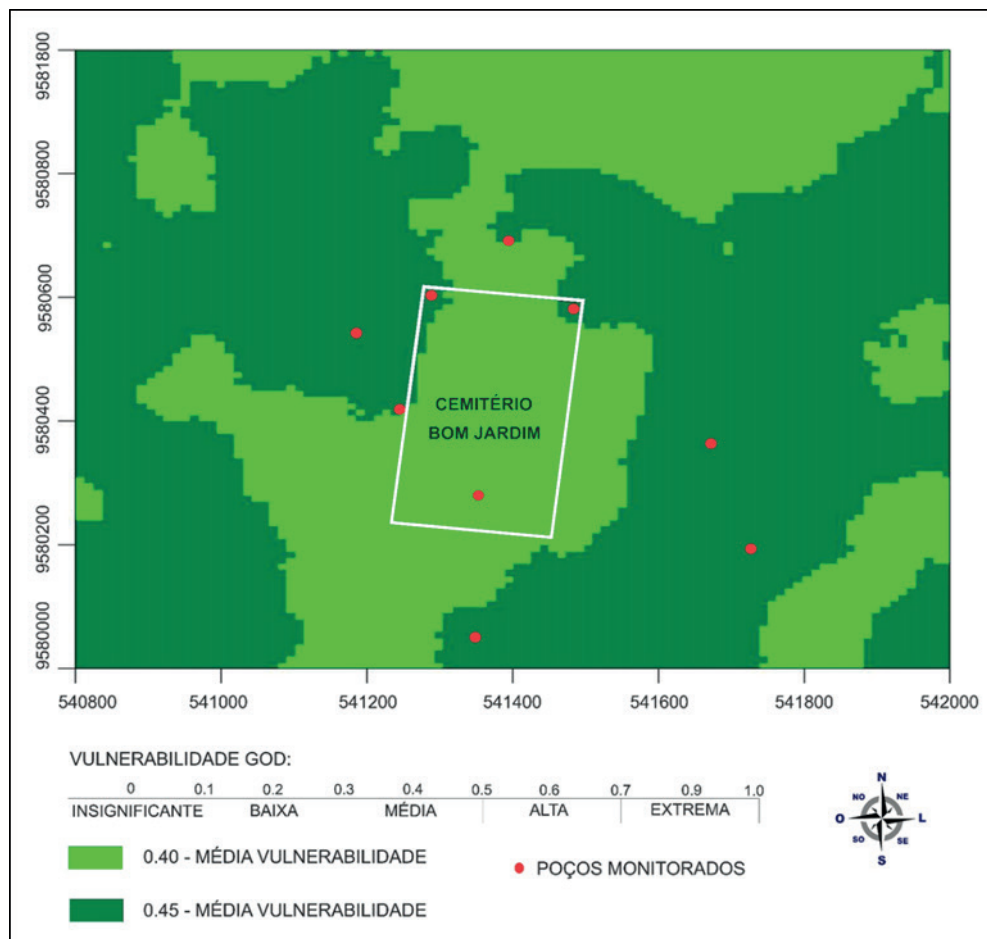


Figura 35 – Vulnerabilidade do aquífero à contaminação

Considerando, portanto, as características de baixo potencial de contaminação da carga contaminante do cemitério (segundo o método POSH) e a média vulnerabilidade do aquífero à contaminação na região, têm-se que o cemitério Bom Jardim apresenta perigo moderado de contaminação, segundo cruzamento de dados na Figura 29 (pág. 77) e obtendo-se como reposta a situação 2. Nesse cenário, segundo o exposto no item 5.3.2 (pág. 78) desse trabalho, é importante definir as instalações de monitoramento de qualidade de água, determinar o programa de monitoramento dos parâmetros indicadores de contaminação e identificar dados que possibilitem estabelecer um modelo de fluxo subterrâneo e de contaminantes.

Hipoteticamente, abordagens diferentes de gestão da contaminação para a localidade, dependeriam diretamente da variação da estimativa do perigo de contaminação. Por exemplo, caso o aquífero fosse semicofinado, o índice final de vulnerabilidade GOD cairia sensivelmente (índice final GOD = 0,18 e GOD = 0,16), apresentando condições de baixa vulnerabilidade. Nessas condições, o aquífero apresentaria a resiliência necessária para suportar o empreendimento na região, e as proposições de salvaguarda da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) seriam de todo justificadas.

Em uma segunda hipótese, caso os solos característicos na localidade fossem areias aluviais, seriam mensuradas condições de alta vulnerabilidade para a região (índice final GOD = 0,56 e GOD = 0,63). Nessa situação, o cemitério Bom



Jardim poderia apresentar um plano de funcionamento mais detalhado, segundo o especificado no item 5.3.3 (pág. 82) dessa pesquisa.

Em suma, conforme as condições apresentadas no cemitério Bom Jardim, é admissível a sua aceitação de funcionamento segundo os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006). Entretanto, graças a estimativa de médio perigo de contaminação para o cemitério na região, é necessário que se faça o monitoramento da interação entre carga contaminante e substrato do solo, para dirimir dúvidas sobre a possibilidade de contaminação do aquífero.

#### 5.3.4.2 Cemitério Areias (Teresina – PI)

Conforme já discutido, a zona não saturada sob um cemitério atenua os contaminantes lixiviados para a subsuperfície, mas sobretudo é o dado de entrada fundamental para a avaliação da viabilidade do projeto sob o crivo da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006).

No caso do cemitério Areias, amplamente debatido ao longo dessa pesquisa, a Figura 36 demonstra que ao fim da estação chuvosa, a profundidade média do aquífero considerando o fundo das sepulturas, não ultrapassa 1,5 m em 69 % da área instalada da necrópole.

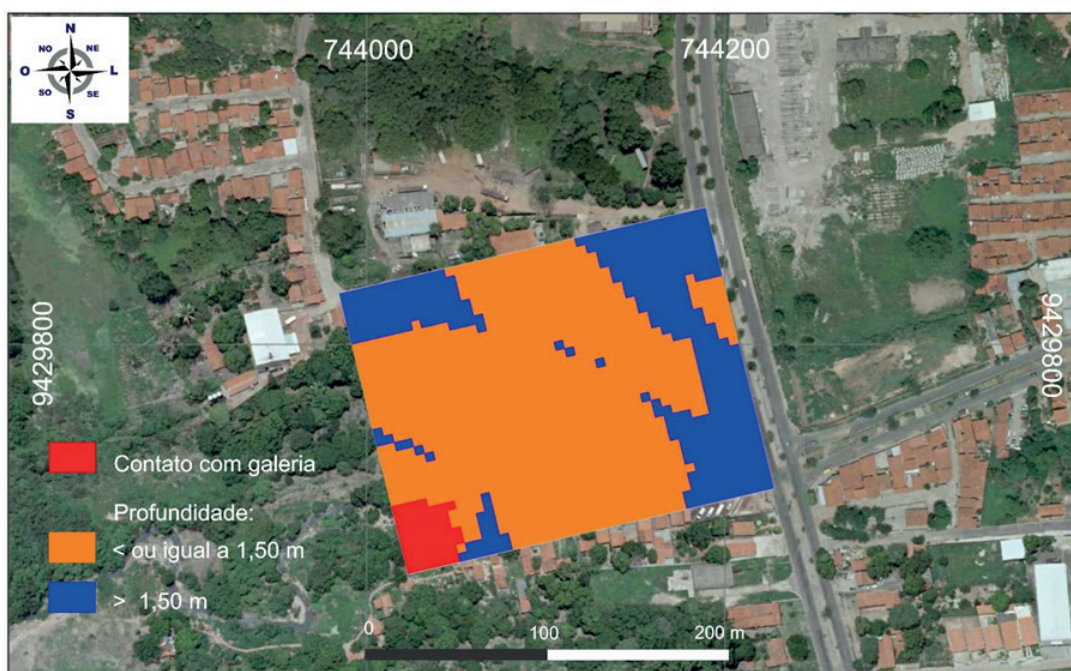


Figura 36 – Profundidade do aquífero freático no interior da necrópole considerando o fundo das sepulturas

Essa peculiaridade, está em desacordo com a Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006) em que “[...] o nível inferior das sepulturas deve estar a uma distância de pelo menos um metro e meio acima do mais alto nível do lençol freático, medindo no fim da estação das cheias.”

Além disso, deve-se considerar que o cemitério Areias está locado em zona de manancial de abastecimento da cidade de Teresina. Nesse cenário espera-se que o substrato deve apresentar baixa permeabilidade (entre 10<sup>-5</sup> e 10<sup>-7</sup> cm/s), ou em caso contrário, distância até o topo do aquífero de 10 m de profundidade. Segundo o estudo aqui apresentado sobre o cemitério Areias, essas pré-condições não acontecem.

Dessa forma, a situação declarada do cemitério Areias locado na área urbana da cidade de Teresina, vai ao encontro da não aceitação da proposta de reabertura.

A Figura 37 ainda apresenta a situação de vulnerabilidade do aquífero na zona do cemitério Areias, que incrementa a negativa em reabrir a necrópole em uma zona com alta vulnerabilidade e, conseqüentemente, alto perigo de contaminação. A tabela 19 sumariza os dados considerados para definição da vulnerabilidade do aquífero.

Avaliação da vulnerabilidade GOD	Ocorrência no Bom Jardim	Índice GOD
Grau de confinamento do aquífero	Inconfinado	1,0
Origem dos estrados de cobertura	Areias aluviais	0,7
Distância até o lençol freático	Menor que 5 m	0,9
<b>Índice final GOD</b>		<b>0,63</b>
<b>Vulnerabilidade do aquífero à contaminação:</b>		<b>ALTA</b>

Tabela 19 – Parâmetros do aquífero e índices de vulnerabilidade correspondentes

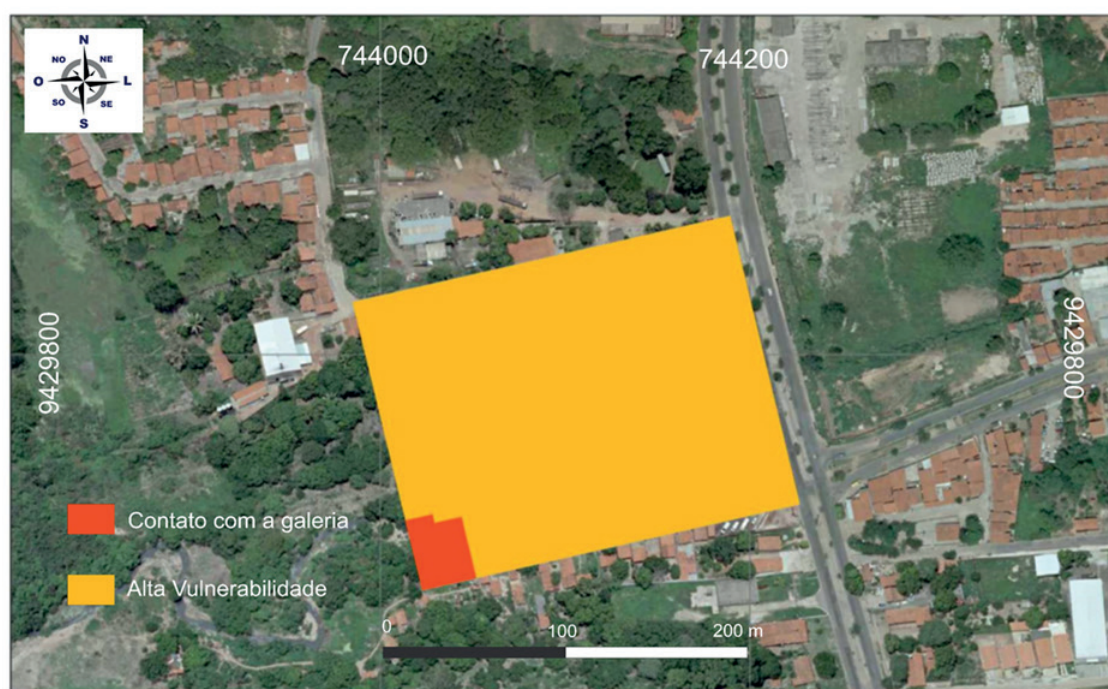


Figura 37 – Vulnerabilidade GOD no cemitério Areias

## 5.4 Visão Integrada da Abordagem de Gestão

A abordagem apresentada integra-se, portanto, em um único plano de gestão



com duas frentes de análises (Figura 38), considerando a necrópole como uma fonte instalada suspeita de contaminação, ou com pretensão de instalação e/ou reavaliação para reabertura.

Os dois casos foram abordados ao longo dessa tese e suas linhas de ação provaram-se adequadas para avançar no crivo de prevenção do passivo ambiental e identificação de aquíferos contaminados subjacentes a necrópoles impactantes.

Em caso de áreas com suspeita de contaminação deve-se atentar para duas situações possíveis. Primeiramente, caso a contaminação seja confirmada, deve-se acompanhar as diretrizes da Resolução CONAMA 420/2009 (BRASIL, 2009) e NBR 15515 (ABNT, 2013) que indicam os procedimentos para a investigação detalhada, avaliação de risco à saúde humana e reabilitação da área impactada. No caso da contaminação ser descartada, deve-se averiguar as condições de funcionamento da necrópole para a continuidade das atividades ou reabertura. Nesse cenário, os procedimentos descritos para a “implantação/reavaliação da necrópole” devem ser seguidos (vide figura 38).

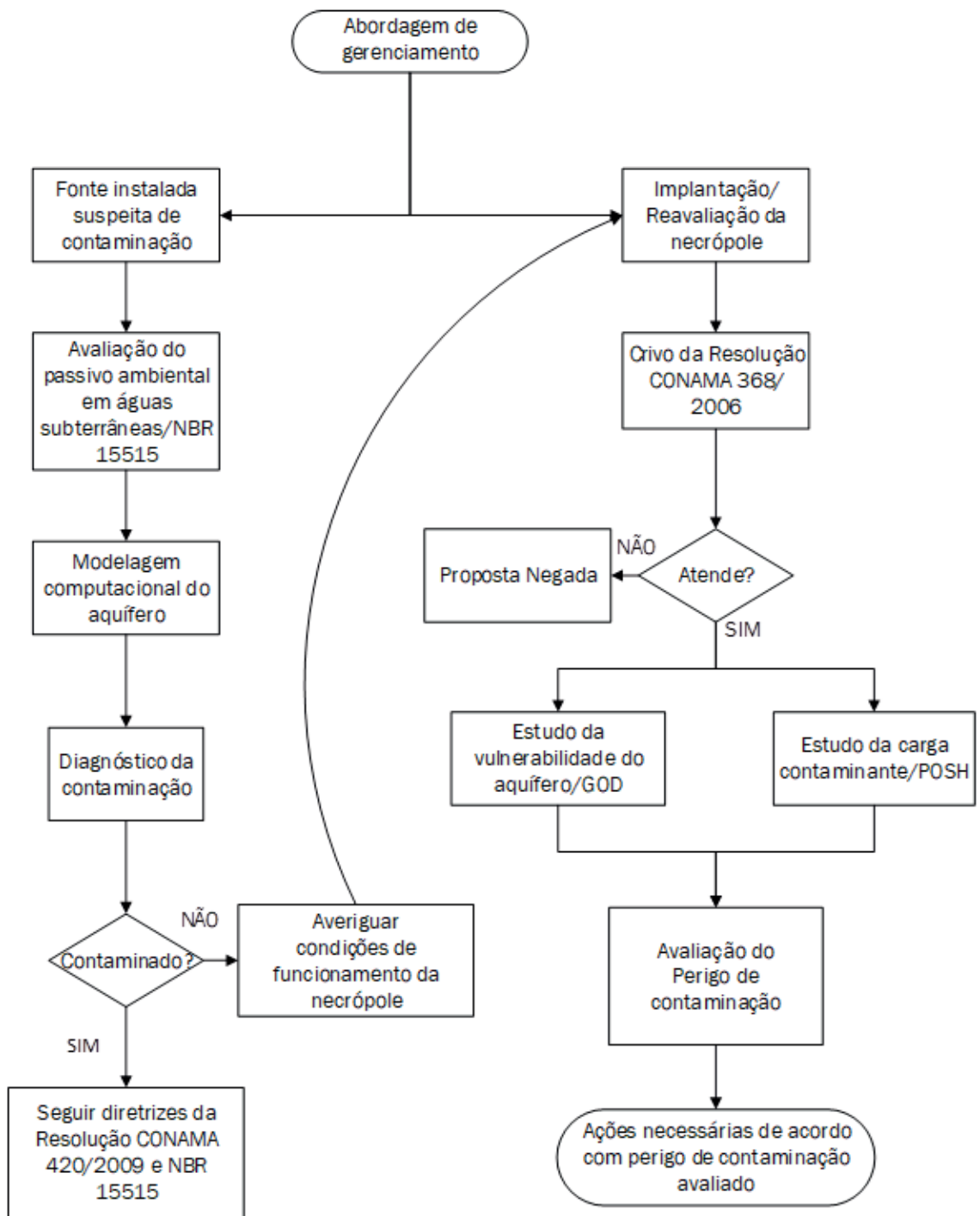


Figura 38 – Integração das linhas de ação sugeridas ao longo da tese

# CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir do estudo da contaminação no aquífero próximo ao cemitério Areias (Teresina – PI), averiguou-se que a utilização do método de investigação de passivo ambiental em águas subterrâneas aliado aos parâmetros adequados de monitoramento da contaminação por cemitérios, podem fornecer um diagnóstico apropriado de aquíferos freáticos impactados por necrópoles.

Considerar as variáveis de nitrogênio como parâmetro balizador da contaminação, simplificam a análise do aquífero e o estudo do impacto do cemitério. Os demais parâmetros avaliados podem servir como coadjuvantes para o diagnóstico final, aferindo condições sanitárias da localidade e avisos do estado do aquífero mediante a presença da necrópole na região.

Sobre a modelagem computacional, é comum que a escassez de recursos técnicos e financeiros dificultem a obtenção de dados adequados para a realização do modelo. Comumente, a modelagem numérica só é recomendada para áreas de boa quantidade de dados e onde as condições não podem ser simplificadas ao ponto exigido para a utilização dos códigos analíticos.

A simplificação proposta das condições de contorno nesse estudo, apresentou bons resultados na modelagem do aquífero aluvial analisado. Essa concepção do modelo conceitual pode servir de sugestão para avaliações de novas necrópoles, que não dispõem de condições de contorno normalmente sugeridas pelos manuais de modelagem.

O método de calibração utilizado (MIGHA) facilitou a obtenção de um modelo que traduziu as condições de campo. Comumente, são necessários testes de bombeamento (com alto preço de execução) para determinação da condutividade hidráulica representativa da área de estudo do aquífero, tendo os métodos tradicionais de calibração dependentes dessas informações.

O MIGHA, conforme relatado, minimizou a diferença dos gradientes hidráulicos observados e calculados (simulados), sem a necessidade de um conhecimento prévio do parâmetro hidrodinâmico a ser ajustado e da sua distribuição inicial em zonas. Essa particularidade foi fundamental para os propósitos dessa pesquisa e pode auxiliar em situações de gerenciamento que não dispõem de aporte financeiro para obtenção de um amplo leque de dados de campo.

Essa etapa da pesquisa, portanto, aferiu e demonstrou a funcionalidade de

várias hipóteses simplificadoras do modelo computacional, além de focar na escolha de parâmetros específicos de identificação eficiente da contaminação do aquífero. Assim, o uso das etapas sugeridas pode auxiliar no gerenciamento de aquíferos impactados por necrópoles.

Outro ponto analisado, se concentrou na necessidade de melhorias no crivo de avaliação das propostas de instalação e reavaliação das condições de funcionamento de cemitérios no Brasil.

Esse estudo atestou que o acréscimo de uma segunda camada de avaliação à Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006), acrescenta uma opção de segurança aos aquíferos livres e à saúde da população que utiliza o lençol freático nas imediações de necrópoles brasileiras.

A identificação do perigo de contaminação das propostas de instalação e reavaliações de necrópoles, sugeriram condições diferenciadas de gestão e um adendo importante as especificações da Resolução CONAMA 368/2006 (BRASIL, 2006).

Com o método aqui proposto, apontou-se que condições ideais de sepultamentos acontecem quando o perigo de contaminação é baixo. Existe a necessidade de monitoramento e modelagem do fluxo quando o perigo de contaminação é moderado, e é imperativo o estudo de detalhe, quando as propostas se enquadram em zonas com alto perigo de contaminação.

Assim, conclui-se que este estudo atingiu os objetivos elencados, onde a metodologia sugerida configura-se em um passo importante na segurança ambiental de aquíferos e população no entorno de necrópoles, e pode aproximar a gestão ambiental de aquíferos praticada no Brasil, às melhores práticas realizadas em países que tratam essa questão de forma mais controlada.

Como recomendação, sugere-se que a legislação avance no sentido de diminuir dúvidas sobre o funcionamento das necrópoles, a sua carga contaminante e sua interação com as condições ambientais no meio onde se inserem. Também deve-se esclarecer a dúvida contida em distâncias seguras entre cemitério e fontes de água mediante um estudo criterioso da interação entre carga contaminante nas sepulturas e as mais variadas litologias presentes no Brasil.

- ABAS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Cemitérios: risco potencial às águas subterrâneas. Boletim Informativo, n. 111, fev. 2001.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados. Parte 1: Projeto e construção. ABNT NBR 15495-1, 2007a.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Avaliação Preliminar. ABNT NBR 15515-1, 2007b.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Investigação Confirmatória. ABNT NBR 15515-2, 2011.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. Avaliação de Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Investigação detalhada. ABNT NBR 15515-3, 2013.
- ANA (Agência Nacional de Águas). Caderno de Recursos Hídricos - Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil e Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. Brasília : ANA. 124 p.: il. (Caderno de Recursos Hídricos, 5), 2007.
- ANDERSON, M., WOESSNER, W. Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport. San Diego: Academic Press, Inc. 381 p, 1992.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association, Washington DC, 2009.
- ARGOSS. Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation. British Geological Survey Commissioned Report CR/01/142. BGS keyworth, England. 104 p, 2001.
- ASHLEY, R. P. Examples of groundwater modelling in environmental assessment studies. Journal of the institution of water and environmental management, v. 8, p. 635-645, 1994.
- BOUWER, H. Groundwater hydrology. New York: McGraw-Hill Book, 1978. 480 p.
- BOYD, J. Environmental remediation law and economies in transition. Discussion paper no. 99-21. Resource for the Future, Washington, DC, 1999.
- BRANDON, E. Global Approaches to Site Contamination Law, 2013. DOI:10.1007/978-94-007-5745-5, Springer Science, Business Media Dordrecht, 2013.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº. 357/2005. 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. Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 368, de 28 de março de 2006. Altera dispositivos da Resolução nº 335, de 3 de abril de 2003, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. Publicada no DOU nº 61, de 29 de março de 2006, Seção 1, páginas 149-150.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. 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. Publicação DOU nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria MS Nº 2914/2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Publicação DOU nº 239, de 14/12/2011, seção 1, págs. 39-46.

CASTRO, D. L. Caracterização geofísica e hidrogeológica do cemitério Bom Jardim, Fortaleza - CE. Revista Brasileira de Geofísica, v. 26, n. 3, p. 251-271, 2008.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. São Paulo: CETESB/GZT, 1999.

CETESB. Relação de áreas contaminadas, reabilitadas e em monitoramento no Estado de São Paulo, 2014. Disponível em < [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br)>. Acesso em: 12 de outubro de 2014.

CETESB. Série de nitrogênio, 2014. 2 p. 2014. Disponível em: < [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br)>. Acesso em: 13 de outubro de 2014.

CHIANG W. H.; KINZELBACH, W. 3D-Groundwater Modeling with PMWIN. 1 ed. New York : Springer Berlin Heidelberg, 2001. 346 p.

CHIANG, W. H. 3D - Groundwater modeling with PMWIN: a simulation system for modeling groundwater flow and transport processes. 2. ed. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2005. 397 p.

CHIANG, W. H; KINZELBACH, W. PMPATH for Windows: User's manual. Washington, DC: Scientific Software Group, 1994.

DENT, B. B. Vulnerability and the unsaturated zone: the case for cemeteries. In: Joint Conference, New Zealand Hydrological Society, International Association of Hydrogeologists (Australian Chapter) and New Zealand Soil Science Society, 5., Nov. 30 – Dec. 2 2005, Auckland. Proceedings: where waters meet. Auckland: IAH, 2005.

DENT, B. B.; KNIGHT, M. J. Cemeteries: a special kind of landfill. In: INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HYDROGEOLOGISTS SUSTAINABLE SOLUTIONS CONFERENCE, February 1998, Melbourne. Proceedings... Kenilworth: IAH, 1998.

DENT, B.B. The hydrogeological context of cemetery operations and planning in Australia. PhD Thesis, University of Technology, Sydney, 2002.

DOHERTY, J. PEST. Corinda, Australia: Watermark Computing, 1994.

ENVIRONMENT AGENCY. Assessing the groundwater pollution potential of cemetery developments. 20 p. 2004. Disponível em: < [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/290462/scho0404bgl-a-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290462/scho0404bgl-a-e-e.pdf)>. Acesso em: 10 out. 2014.

ENVIRONMENT AGENCY. Pollution potential of cemeteries – Draft Guidance. R&D Technical Report P223, 71p. 2002. Disponível em: < [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/290605/str-p223-e-e.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290605/str-p223-e-e.pdf) >. Acesso em: 10.out. 2014.



FISHER, G.J., CROUKAMP, L. Ground Water Contamination and its Consequences, Resulting from the Indiscriminate Placing of Cemeteries in the Third World Context. Conference Africa Needs Groundwater. University of the Witwatersrand, Johannesburg, South Africa. 1993.

FITTS, Charles R. Groundwater science. Academic Press, 692 p, 2013.

FOSTER, S. Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy. Proceedings of International Conference: Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. Noordwijk, Países Baixos. 1987.

FOSTER, S. HIRATA, R. Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data. CEPIS-PAHO/WHO. Lima, 78 p, 1988.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M. PARIS, M. Proteção da qualidade da água subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos Municipais e agências ambientais. Tradução Silvana Vieira. Revisão Técnica Ricardo Hirata. São Paulo: Servmar – Serviços Técnicos Ambientais Ltda. 2006.

FOSTER, S., HIRATA, R., GOMES, D., D'ELIA, M. and PARIS, M. Groundwater Quality Protection: a Guide for Water Utilities, Municipal Authorities and Environment Agencies. World Bank Publication: Washington D.C., USA, 2002.

GOMES, D. F.; FRISCHKORN, H. Aspectos da Hidrodinâmica do Aquífero Aluvial do Rio Jaguaribe, em Limoeiro do Norte Ceará. Águas Subterrâneas (São Paulo), v. 23, p. 45-68, 2009.

HEATH, R. C. Hidrologia básica de água subterrânea. Washington, D.C.: United States Government Printing Office, 1983. (Geological survey water supply paper ;2220). 84p. 1983.

HIRATA, R. Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas: estudo de casos no estado de São Paulo. 1994. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

HIRATA, Ricardo César Aoki. Os recursos hídricos subterrâneos e as novas exigências ambientais. Revista do Instituto Geológico, v. 14, n. 2, p. 39-61, 1993.

HISCOCK, K. Hydrogeology: principles and practice. John Wiley & Sons, 2014.

KNIGHT, M.J.; DENT, B.B. A watery grave – the role of hydrogeology in cemetery Practice. Australian Cemeteries & Crematoria Association National Conference – Sydney, 8–12 October, ACCA News, Summer, pp. 19–22, 1995.

KONEFES, J.L.; MCGEE, M.K. Old cemeteries, arsenic, and health safety. Cultural Resource Management 19 (10), 15–18, 1996.

LEVINE, R.J.; ANDJELKOVICH, D.A.; SHAW, L.K. The mortality of Ontario undertakers and a review of formaldehyde-related mortality studies. Journal of Occupational Medicine 26, 740–746, 1984.

LIBÂNIO, Marcelo. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3. ed., rev. e ampl. Campinas, SP: Editora Átomo, 494 p., 2010.

MACLER, B. A.; MERKLE, J.C. Current knowledge on groundwater microbial pathogens and their control. Hydrogeology. J. 8, 29–40, 2000.

MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, F. A. C. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 2ª Edição. Fortaleza: CPRM - Serviço Geológico do Brasil; LABHID - Laboratório de Hidrogeologia da UFPE, 391 p ISBN, 2000.

- MARINHO, A. M. C. P. Contaminação de aquíferos por instalação de cemitérios: estudo de caso do cemitério São João Batista, Fortaleza – Ceará. 1998. 88f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1998.
- MARTINS, T.; PELLIZARI, V. H.; PACHECO, A.; MYAKI, D. M.; ADAMS, C.; BOSSOLAN, N. R. S. et al. Qualidade bacteriológica de águas subterrâneas em cemitérios. *Revista Saúde Pública*, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 47-52, 1991.
- MATOS, B. A. Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismo no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo. 2001. 161f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- MAZIERO, T. A.; WENDLAND, E. Avaliação da recarga subterrânea de bacias urbanas no município de São Carlos-SP. In: XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, Ribeirão Preto. Anais do XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste. São Paulo - SP: ABAS - Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, v. 1. p. 1-18, 2005.
- MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. MODFLOW: a modular three-dimensional finite difference ground-water flow model. Washington: United States Government Printing Office. U. S. Geological Survey, Open-file report 83-875, Chapter A1. 523 p. 1988.
- NOBRE, R. C. M. Avaliação de risco para o uso e proteção de aquíferos. Estudo de caso: Região metropolitana de Maceió – AL. Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. 296 p. 2006.
- PACHECO, A. Cemitérios e meio ambiente. 2000. 102f. Tese (Livre Docência) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- PONTES, A. P. Estudo da contaminação, vulnerabilidade à poluição e fluxo do aquífero no entorno do cemitério São João Batista – Fortaleza – CE. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2010.
- ROCCA, A. Os passivos ambientais e a contaminação do solo e das águas subterrâneas. In: Vilela Junior, Alcir (org); Demajorovic, Jacques(org). Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo; SENAC. 2ed. P. 249-296, 2010.
- RODRIGUES, L., PACHECO, A. Groundwater contamination from cemeteries cases of study. International Symposium Environment 2010 Situation and Perspectives for the European Union, Porto 6–10 May, Portugal, 2003.
- SANCHÉZ, L. E. Desengenharia: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais. São Paulo: Edusp, 2001.
- SCHUSTER, H. D. M. Modelagem Matemática do Uso Conjunto das Águas Superficiais e Subterrâneas da Sub-Bacia do Rio das Fêmeas-Bahia. Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades na Bacia do São Francisco - ANA/GEF/PNUMA/OEA, Salvador-BA, 59 p, 2002.
- SCHUSTER, H. D. M.; ARAÚJO, H. D. B. Uma formulação alternativa do método iterativo de gradiente hidráulico no procedimento de calibração dos parâmetros hidrodinâmicos do Sistema Aquífero. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 9, n. 2, p. 31-37, 2004.
- SILVA, R. W. C.; MALAGUTTI FILHO, W. Cemitérios como áreas potencialmente contaminadas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, Cubatão, v. 9, p. 26-35, mar./ abr. 2008.

- SOUSA, M. C. B. et al. Modelagem do fluxo de contaminantes em aquífero freático na área do cemitério Bom Jardim, Fortaleza, CE, Brasil. *Ami-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 163-178, 2012.
- SPERLING, Marcos von. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. V.1, 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005.
- SPINOLA, A. L. S. *Inserção das áreas contaminadas na gestão municipal: desafios e tendências*. 2011. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- SPONGBERG, A.L.; BECKS, P. Organic Contamination in Soils Associated with Cemeteries. *Journal of Soil Contamination* 9 (2), 87–97, 2000.
- SWARTJES, Frank A. *Dealing with contaminated sites*. Dordrecht: Springer, 2011.
- TAVARES, P. R. L. *Modelagem computacional e calibração da condutividade hidráulica horizontal em aquífero da bacia sedimentar do Araripe utilizando o método iterativo do gradiente hidráulico*. 2010. 117f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.
- TAYLOR, R.; CRONIN, A.; PEDLEY, S.; BARKER, J.; ATKINSON, T. The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection - review of field evidence. *FEMS Microbiol. Ecology*, v. 49, n. 1, p. 17-26, 2004.
- TERESINA. Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação Geral. Teresina: *Agenda 2015 – Plano de Desenvolvimento Sustentável*. Teresina, 2002.
- TODD, D. K. *Groundwater hydrology*. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1980. 537 p.
- ÜÇİSİK, A. S.; RUSHBROOK, P. The impact of cemeteries on the environment and public health: an introductory briefing. Copenhagen: WHO, 1998. 15p.
- YEH, W. W. G. Review of parameter identification procedures in groundwater hydrology: Inverse problem. *Water Resources Research* 22, no. 2: 95-108, 1986.
- ŻYCHOWSKI, Józef. Impact of cemeteries on groundwater chemistry: A review. *Catena*, v. 93, p. 29-37, 2012.

# SOBRE OS AUTORES

**MAURO CÉSAR DE BRITO SOUSA** - Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Piauí (2004). Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela Universidade Federal do Ceará (2008). Doutor em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará (2015). Professor e pesquisador do Instituto Federal do Piauí, atuando nos cursos de Engenharia Civil, Tecnologia em Gestão Ambiental e Mestrado Profissional em Análise e Planejamento Espacial. Tem experiência nas áreas de Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, com ênfase nos temas: Modelagem em Recursos Hídricos e Monitoramento Hídrico-Ambiental.

**CLETO AUGUSTO BARATTA MONTEIRO** - Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (1977), Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Piauí (2004) e Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (2011). Professor Titular da Universidade Federal do Piauí e engenheiro na empresa Águas e Esgotos do Piauí S.A. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Saneamento Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: Reúso de águas, Saneamento, ecossistema fluvial.

 **Atena**  
Editora

**2 0 2 0**