



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRAULICA E AMBIENTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**JOÃO ROBERTO FAÇANHA DE ALMEIDA**

**TRANSPORTE REATIVO DE CONTAMINANTES NITROGENADOS EM ZONAS**  
**VADOSA E SATURADA NA BACIA DO RIACHO DOS MACACOS EM**  
**JUAZEIRO DO NORTE – CEARÁ**

**FORTALEZA – CEARÁ**

**2015**

JOÃO ROBERTO FAÇANHA DE ALMEIDA

TRANSPORTE REATIVO DE CONTAMINANTES NITROGENADOS EM ZONAS  
VADOSA E SATURADA NA BACIA DO RIACHO DOS MACACOS EM  
JUAZEIRO DO NORTE – CE

Tese submetida à coordenação do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil. Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Horst Frischkorn

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Alberto Ribeiro  
Mendonça

FORTALEZA – CEARÁ

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca de Pós-Graduação em Engenharia - BPGE

- 
- A448t Almeida, João Roberto Façanha de.  
Transporte reativo de contaminantes nitrogenados em zonas vadosa e saturada na bacia do Riacho dos Macacos em Juazeiro do Norte – Ceará / João Roberto Façanha de Almeida. – 2015.  
166 f. : il. color. , enc. ; 30 cm.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2016.  
Área de Concentração: Recursos Hídricos.  
Orientação: Prof. Dr. Horst Frischkorn.  
Coorientação: Prof. Dr. Luiz Alberto Ribeiro Mendonça.

1. Recursos hídricos. 2. Nitratos. 3. Aquíferos. I. Título.

JOÃO ROBERTO FAÇANHA DE ALMEIDA

TRANSPORTE REATIVO DE CONTAMINANTES NITROGENADOS EM ZONAS  
VADOSA E SATURADA NA BACIA DO RIACHO DOS MACACOS EM  
JUAZEIRO DO NORTE – CE

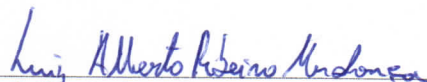
Tese submetida à coordenação do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil. Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Tese aprovada em 15 de dezembro de 2015.


BANCA EXAMINADORA



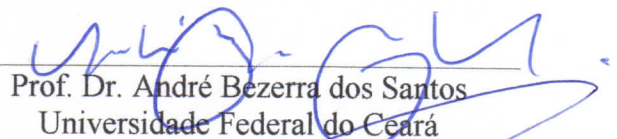
Prof. Dr. Horst Frischkorn  
Universidade Federal do Ceará  
(Orientador)




Prof. Dr. Luiz Alberto Ribeiro Mendonça  
Universidade Federal do Cariri  
(Coorientador)



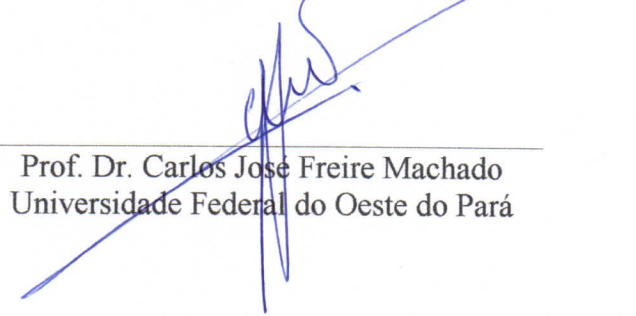
Prof. Dra. Maria MarluCIA Freitas Santiago  
Universidade Federal do Ceará



Prof. Dr. André Bezerra dos Santos  
Universidade Federal do Ceará



Prof. Dra. Maria Gorethe de Sousa Lima  
Universidade Federal do Cariri



Prof. Dr. Carlos José Freire Machado  
Universidade Federal do Oeste do Pará



## AGRADECIMENTO ESPECIAL

Ao professor Dr. Luiz Alberto Ribeiro Mendonça por ter aberto de forma incondicional as portas da Universidade Federal do Cariri (UFCA) para que eu pudesse desenvolver esta pesquisa. O professor Luiz Alberto, apesar de todos os seus afazeres, se dispôs a me acompanhar durante as visitas a campo, cedeu equipamentos importantes para que fossem realizadas as medidas e coletas de dados utilizados neste trabalho, forneceu relatórios de dados para o estudo do aquífero e o *software* para que fosse possível realizar as simulações de fluxo hídrico subterrâneo, além de sempre ter reservado momentos para me passar orientações imprescindíveis de procedimentos de levantamento de dados e de instruções para o manuseio de *softwares*. Suas valiosas recomendações sempre me impulsionaram a seguir firme em busca de resultados relevantes para essa pesquisa. Sou grato pela sua orientação e especialmente pela confiança em mim depositada. Muito obrigado.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus que me concedeu saúde e me abençoou durante toda a minha vida, me dando forças para que eu conseguisse alcançar meus objetivos.

Ao meu orientador, professor Dr. Horst Frischkorn, pelos ensinamentos, paciência e confiança durante todo o período da minha pós-graduação que me deram inspiração e motivação para concluir esta tese; meu reconhecimento e admiração pela sua dedicação à pesquisa, Dom de ensino e intensa sabedoria.

À professora Dra. Maria MarluCIA Freitas Santiago e ao professor Dr. André Bezerra dos Santos que aceitaram o convite para participarem da minha banca de qualificação de Doutorado e que puderam na ocasião levantar importantes questionamentos e dar valiosas sugestões que me auxiliaram na conclusão da versão final desta tese.

A todos os professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará (UFC), que foram importantes na minha formação acadêmica e profissional, e aos demais funcionários desse Departamento, que de forma eficiente conduzem esse Programa de pós-graduação.

À professora Dra. Carla Maria Salgado Vidal que disponibilizou o Laboratório de Hidroquímica do Departamento de Física da UFC para que fossem realizadas as análises hidroquímicas apresentadas nesta pesquisa, e à técnica Carminha Germano, do Laboratório de Carbono 14, que ajudou na preparação e leitura das análises de algumas campanhas de coleta.

Ao professor Dr. Jefferson Queiroz Lima, colega de trabalho no Instituto Federal do Ceará (IFCE), que durante quatro anos como meu coordenador no curso de Engenharia Ambiental e coordenador do Laboratório de Química Ambiental (LAQAM) me deu irrestrito apoio para que eu cursasse meu doutorado e que abriu as portas do LAQAM para que eu pudesse realizar as primeiras análises hidroquímicas desta pesquisa, e à professora Msc. Yannice Tatiane Santos que disponibilizou a estrutura do Laboratório de Engenharia Sanitária (LEAS) para a realização de importantes análises químicas apresentadas neste trabalho.

Aos professores, e também colegas de trabalho no IFCE, Msc. Francisco Wilson Cordeiro de Brito, Msc. Antônio Adhemar de Souza e Msc. Mira Raya Paula de Lima, que como gestores asseguraram-me o direito de dedicar-me exclusivamente à conclusão desta pesquisa, e aos demais professores do IFCE pela amizade e incentivo.

Aos colegas de doutorado em Engenharia Civil na UFC que foram parceiros nos estudos e nos momentos de lazer, em particular ao amigo engenheiro João Igor Leitão, e aos alunos no curso de Engenharia Ambiental do IFCE, bolsistas dos laboratórios LAQAM e

LEAS, que ajudaram nos trabalhos práticos desenvolvidos durante as visitas a campo e nas análises laboratoriais.

À CAGECE, nas pessoas do senhor Galba Batista e da senhora Lindamar Silva, que forneceu autorização de coleta de amostras de águas dos poços e de outros dados.

À COGERH, na pessoa da senhora Claireanne Viana, que compartilhou comigo os importantes relatórios hidrogeológicos da base de dados dessa instituição.

À Universidade Federal do Cariri pelo espaço para estudo que me foi cedido na sala de apoio do Laboratório de Recursos Hídricos.

Às minhas instituições de ensino, Universidade Federal do Ceará e Instituto Federal do Ceará, e à CAPES pelo apoio financeiro.

E com muito carinho agradeço à minha esposa, Gabriela Carvalho de Almeida, aos meus pais, Roberto Magalhães e Aline Maria Façanha, à minha avó materna, Aleuda Façanha, às minhas irmãs, Analine e Analeila e aos meus sobrinhos, Rodriguinho e Ísis, pela presença amável em minha vida, e à todos os meus demais familiares e amigos que de alguma forma me ajudaram a desenvolver e a melhorar este trabalho.



"Deus não pretende que o conhecimento seja um fim em si mesmo, mas sim que seja um meio para se alcançar algum fim." (John Stott)

## RESUMO

Os aquíferos sedimentares presentes na região sul do Ceará representam importantes recursos hídricos naturais para a população dessa região, devido as suas boas qualidades e grandes disponibilidades. No entanto, constituem em recursos frágeis, sendo susceptíveis a processos de degradação por ações antrópicas. O objetivo dessa pesquisa é aprofundar os conhecimentos sobre a hidrogeoquímica do aquífero médio presente no município de Juazeiro do Norte e compreender a dinâmica do transporte de contaminantes nitrogenados em torno na bacia do riacho dos Macacos. Para isso, o diagrama de Stiff e a análise estatística de agrupamento hierárquico foram aplicados em dados de monitoramento hidroquímico de 26 poços tubulares, totalizando 158 amostras coletadas entre os anos de 2010 e 2014, e dados de testes de bombeamento foram utilizados em simulações de fluxo hídrico subterrâneo para modelar-se o transporte de contaminantes em zona vadosa e saturada. Os diagramas de Stiff mostraram a classificação das águas quanto à presença dos íons dominantes, onde a qualidade das águas mostrou-se sensível às mudanças de períodos secos e chuvosos e as análises de agrupamentos conseguiram diferenciar grupos de águas com qualidade distintas. Um modelo de fluxo subterrâneo foi gerado por meio do *software Visual MODFLOW Classic*, o qual devidamente calibrado e validado permitiu identificar as cargas hidráulicas no aquífero no ano de 2015 e traçar a espessura da zona vadosa sujeita a permitir processos de transformação biológica de compostos nitrogenados por reações de oxidação. Simulações do *software PHREEQC interactive* mostraram que a zona vadosa possibilita o aporte de concentrações significativas de nitrato ao aquífero, e que contribuições de esgoto por fossas sépticas também são importantes fontes de contaminação das águas subterrâneas. Cenários de exploração do aquífero foram simulados e mostraram que um aumento no lançamento de nitrato no aquífero pode deteriorar a qualidade da água da maioria dos poços a níveis que inviabilizem os seus usos. Por outro lado, uma redução gradativa da carga contaminante pode garantir a recuperação da qualidade das águas em toda a bateria de poços em até dez anos; enquanto um corte súbito de lançamentos de esgoto no canal de drenagem e no riacho dos Macacos promove sua redução dos teores de nitrato a níveis aceitáveis em até dois anos em todo o aquífero.

Palavras-chave: Juazeiro do Norte, MODFLOW, Nitrato, PHREEQC, Riacho dos Macacos

## ABSTRACT

The sedimentary aquifers present in the south of Ceará hold important natural water resources for the population of this region, because of their good quality and great availability. However, they constitute fragile resources being susceptible to degradation processes by human action. The objective of this research is to deepen the knowledge of the hydrogeochemistry of the medium aquifer in Juazeiro do Norte and understand the dynamics of transport of nitrogenous contaminants in the Riacho dos Macacos watershed area. For this purpose, Stiff diagrams and statistical analysis of hierarchical clustering were applied in hydrochemical monitoring data of 26 wells, totaling 158 samples, collected between the years 2010 and 2014, and data from pumping tests were used in groundwater flow simulations for modeling the transport of contaminants in the vadose and saturated zones. Stiff diagrams showed the classification of waters according to the presence of the dominant ions, where water quality showed changes for dry and wet periods: cluster analysis was able to differentiate groups with different water quality. A groundwater flow model was generated using Visual MODFLOW Classic software, which, properly calibrated and validated, identified the hydraulic head in the aquifer in 2015 and map the thickness of the vadose zone where biological transformation processes of nitrogen compounds by oxidation reactions happen. PHREEQC interactive software simulations showed that the vadose zone allows the input of significant concentrations of nitrate to groundwater, and sewage from septic tanks is also an important source of groundwater contamination. Aquifer exploitation scenarios were simulated and showed that an increase in nitrate release into the aquifer can degrade the water quality of most wells reaching levels which impede their use. On the other hand, a gradual reduction of the contaminant load can ensure the recovery of water quality throughout the wellfield in about ten years; while a sudden cut of sewage release into the drainage channel and the Riacho dos Macacos creek promotes a reduction in nitrate concentration to acceptable levels within about two years throughout the aquifer.

**Keywords:** Juazeiro do Norte, MODFLOW, Nitrate, PHREEQC, Riacho dos Macacos.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 2.1</b>	Gráfico semi-logarítmico do Método de Cooper-Jacob (1946) .....	31
<b>Figura 2.2</b>	Gráfico das curvas padrões de Neuman (1975) da função de poço <i>versus</i> $1/u_A$ e $1/u_B$ .....	33
<b>Figura 2.3</b>	Pluma de contaminação para carga contaminante miscível .....	36
<b>Figura 2.4</b>	Processo de lixiviação de compostos nitrogenados para a água subterrânea .....	40
<b>Figura 2.5</b>	Malha discretizada .....	43
<b>Figura 3.1</b>	Posicionamento da área de estudo em relação à bacia hidrográfica do riacho dos Macacos e aos municípios circunvizinhos .....	52
<b>Figura 3.2</b>	Município de Juazeiro do Norte em relação aos tipos climáticos (A) e às unidades fitoecológicas (B), do Estado do Ceará .....	53
<b>Figura 3.3</b>	Precipitação pluviométrica mensal e anual no período de 2011 a 2014, no município de Juazeiro do Norte – CE .....	54
<b>Figura 3.4</b>	Domínios hidrogeológicos em Juazeiro do Norte – CE .....	56
<b>Figura 4.1</b>	Diagrama esquemático da abordagem metodológica e respectivos <i>softwares</i> de modelação utilizados, com os eixos de estudos: obtenção dos parâmetros físicos e químicos (verde), modelação conceitual e matemática do aquífero (laranja) e simulação e avaliação de cenários (azul) .....	57
<b>Figura 4.2</b>	Coleta e análises de amostras de águas subterrâneas. A) coleta no poço PT 03, B) coleta no poço PT 10, C) reagentes para preservação da amostra usada na determinação de oxigênio dissolvido, D) coleta no poço PT 06, E) coleta no poço PT 01, F) coleta no poço PT 07, G) Separação de frascos para realização das análises físico-químicas e H) preparação das amostras para análise de cloretos .....	58
<b>Figura 4.3</b>	Identificação de coletas de amostras de cargas de esgotos drenadas pelo canal de drenagem e pelo riacho dos Macacos. A) canal de drenagem – 1º trecho, B) esgoto despejado no riacho dos Macacos – encontro do 1º e 2º trechos e C) riacho dos Macacos perenizado por esgoto – 2º trecho .....	59
<b>Figura 4.4</b>	Medidas de condutividade hidráulica nas proximidades do poço PT 02. A) perfuração do furo de 20 cm no local escolhido, B) canal de drenagem, C) localização do poço PT 02a nas proximidades do canal e D) medidas através do permeâmetro Guelph .....	62

<b>Figura 4.5</b>	Valores do parâmetro G do índice GOD .....	64
<b>Figura 4.6</b>	Valores do parâmetro O do índice GOD .....	65
<b>Figura 4.7</b>	Valores do parâmetro D do índice GOD .....	65
<b>Figura 4.8</b>	Valores do índice GOD e seu respectivo grau de vulnerabilidade .....	65
<b>Figura 4.9</b>	Localização dos poços utilizados no calcula da vulnerabilidade GOD .....	66
<b>Figura 4.10</b>	Sequencia de cálculo na simulação de transporte reativo através do <i>software</i> PHREEQC <i>interactive</i> .....	71
<b>Figura 5.1</b>	Dendrogramas das dissimilaridades de amostras de águas de seis campanhas de coleta de amostras e diagramas de Stiff para os elementos centrais dos grupos gerados .....	77
<b>Figura 5.2</b>	Agrupamento dos poços da bacia do riacho dos Macacos .....	78
<b>Figura 5.3</b>	Vulnerabilidade à contaminação GOD do município de Juazeiro do Norte .....	80
<b>Figura 5.4</b>	Vulnerabilidade GOD <i>versus</i> N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e Cl <sup>-</sup> na região bacia do riacho dos Macacos em Juazeiro do Norte. Medidas físico-químicas de fevereiro de 2014	80
<b>Figura 5.5</b>	Localização das fontes de contaminação (A) canal de drenagem – 1º trecho e B) riacho dos Macacos – parte do 2º trecho, nas proximidades do poço PT 03 ...	81
<b>Figura 5.6</b>	Superposição da série de Theis com a observação dos níveis dinâmicos no poço PT 04 e bombeamento no poço PT 05, a 342 m .....	85
<b>Figura 5.7</b>	Superposição da série de Theis com a observação dos níveis dinâmicos no poço PT 01 e bombeamento no poço PT 02, a 290 m .....	85
<b>Figura 5.8</b>	Superposição das curvas padrão de Neuman com a observação dos níveis dinâmicos no poço PT 01 e bombeamento no poço PT 02, a 290 m .....	87
<b>Figura 5.9</b>	Fase de recuperação do teste de bombeamento do poço PT 01. Aplicação do método de Cooper-Jacob na determinação da transmissividade e condutividade hidráulica ao redor do poço .....	89
<b>Figura 5.10</b>	Malha de discretização do domínio do modelo .....	91
<b>Figura 5.11</b>	Superfícies inseridas no modelo. Topo: superfície topográfica; Nível d'água: nível estático obtido de dados de perfuração; Camadas 1, 2 e 3: superfícies representando lentes de argilas e arenitos; Base: fundo do aquífero delimitado por uma camada de argila e Nível do Mar: superfície de referência .....	92
<b>Figura 5.12</b>	Linhas equipotenciais de 10 em 10 metros e direção do fluxo para regime estacionário .....	93
<b>Figura 5.13</b>	Correção da perda de carga e análise de sensibilidade do coeficiente de armazenamento – PT 11 .....	94

<b>Figura 5.14</b>	Carga hidráulica calculada <i>versus</i> carga observada e estatística de erros .....	96
<b>Figura 5.15</b>	Carga hidráulica medida e simulada na calibração da condutividade hidráulica ..	97
<b>Figura 5.16</b>	Calibração das cargas constantes na fronteira do domínio do modelo. Ajustes de cargas dos poços monitorados pela COGERH .....	100
<b>Figura 5.17</b>	Validação do modelo de fluxo através do ajuste entre cargas hidráulicas observadas e calculadas .....	101
<b>Figura 5.18</b>	Linhas equipotenciais de rebaixamentos de 2 em 2 metros e direção do fluxo para regime estacionário em um período de 365 dias de bombeamento .....	102
<b>Figura 5.19</b>	Transporte de partículas provenientes do canal de drenagem de esgoto à margem d riacho dos Macacos .....	103
<b>Figura 5.20</b>	Croqui da contribuição vertical de contaminantes a partir do canal de drenagem receptor de esgotos domésticos .....	106
<b>Figura 5.21</b>	Análise de sensibilidade do parâmetro cinético $K_c$ de consumo de nitrogênio amoniacal no modelo reativo de transporte de contaminantes na zona de aeração .....	109
<b>Figura 5.22</b>	Análise de sensibilidade do (A) coeficiente de difusão e da (B) dispersividade vertical do modelo reativo de transporte de contaminantes na zona de aeração .	109
<b>Figura 5.23</b>	Movimentação de uma pluma contaminante em zona vadosa após 5 dias de lixiviação .....	112
<b>Figura 5.24</b>	Concentração de nitrato calculada após a calibração .....	115
<b>Figura 5.25</b>	Situação atual da pluma de contaminação de nitrato ao redor dos poços da bateria .....	117
<b>Figura 5.26</b>	Evolução da pluma de contaminação de nitrato em um período de 10 anos e concentrações de nitrato em mg/L para o cenário A de simulação .....	119
<b>Figura 5.27</b>	Evolução da pluma de contaminação de nitrato em um período de 10 anos e concentrações de nitrato em mg/L para o cenário B de simulação .....	119
<b>Figura 5.28</b>	Evolução da pluma de contaminação de nitrato em um período de 10 anos e concentrações de nitrato em mg/L para o cenário C de simulação .....	120

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 5.1</b>	Composição química da carga contaminante das fontes de poluição .....	82
<b>Tabela 5.2</b>	Contribuição volumétrica da carga contaminante das fontes de poluição, onde 1º trecho representa o canal de drenagem e o 2º trecho o início do trecho do riacho dos Macacos perenizado por esgotos .....	83
<b>Tabela 5.3</b>	Vazão mássica de nitrogênio e cloreto lixiviados para o aquífero no 1º e 2º trechos a partir do canal de drenagem .....	83
<b>Tabela 5.4</b>	Coefficientes de armazenamento ( <i>S</i> ) determinados pelo Método de Theis .....	86
<b>Tabela 5.5</b>	Parâmetros de Neuman determinados graficamente .....	87
<b>Tabela 5.6</b>	Propriedades determinadas através do método gráfico de Neuman .....	88
<b>Tabela 5.7</b>	Propriedades determinadas para 17 poços com dados de testes de bombeamento .....	90
<b>Tabela 5.8</b>	Eficiência hidráulica dos 17 poços de bombeamento utilizados no abastecimento público de Juazeiro do Norte .....	95
<b>Tabela 5.9</b>	Condutividade hidráulica na zona dos poços após a calibração do modelo .....	98
<b>Tabela 5.10</b>	Infiltração da chuva no domínio do modelo no ano de 2014, usando a Equação 4.19 .....	99
<b>Tabela 5.11</b>	Infiltração da água de retorno no perímetro urbano de Juazeiro do Norte .....	99
<b>Tabela 5.12</b>	Cargas hidráulicas observadas em campo .....	101
<b>Tabela 5.13</b>	Concentrações de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) e Cl <sup>-</sup> nas águas do poço PT 01 .....	104
<b>Tabela 5.14</b>	Contribuição média percentual de esgoto na composição e na vazão dos poços da bateria de poços da CAGECE.....	105
<b>Tabela 5.15</b>	Parâmetros de transporte para o poço PT 01 .....	107
<b>Tabela 5.16</b>	Processos hidrogeoquímicos e condições iniciais e de contorno da composição química para o poço PT 01 .....	107

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>AAHA</b>	Análise de Agrupamento Hierárquico Aglomerativo
<b>APHA</b>	<i>American Public Health Association</i>
<b>CAGECE</b>	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
<b>CE</b>	Condutividade elétrica
<b>COGERH</b>	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
<b>CPRM</b>	Serviço Geológico do Brasil
<b>DE</b>	Distância Euclidiana
<b>DNOCS</b>	Departamento Nacional de Obras contra as Secas
<b>DNPM</b>	Departamento Nacional de Produção Mineral
<i>erfc</i>	Função erro complementar
<b>FUNCEME</b>	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
<b>GEVJ</b>	Grupo de Estudos do Vale do Jaguaribe
<b>GOD</b>	Método de análise de vulnerabilidade de aquíferos
<b>IAP</b>	<i>Ion-activity product</i>
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>IFCE</b>	Instituto Federal do Ceará
<b>IPECE</b>	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
<b>IS</b>	Índice de saturação
<b>LAQAM</b>	Laboratório de Química Ambiental
<b>LEAS</b>	Laboratório de Engenharia Sanitária
<b>MODFLOW</b>	Modular Finite-Difference Flow Model
<b>pH</b>	Potencial hidrogeniônico
<b>PT</b>	Poço Tubular
<b>RMS</b>	<i>Root Mean Square</i>
<b>SUDENE</b>	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
<b>UFC</b>	Universidade Federal do Ceará
<b>ZCIT</b>	Zona de convergência intertropical



## LISTA DE SÍMBOLOS

*Minúsculos*

$a$	Número de moles do íon A
$a_{(x)}$	Atividade do íon x
$a$	Diâmetro de furo no solo; Taxa de produção de nitrogênio
$b$	Número de moles do íon B
$b$	Espessura na zona saturada
$f$	Índice de nitrogênio disponível no processo de lixiviação
$g$	Constante de aceleração da gravidade
$h$	Carga hidráulica
$h_0$	Carga hidráulica inicial
$h'$	Potencial hidráulico
$k$	Permeabilidade do meio poroso
$r$	Distância radial do centro do poço bombeado ao centro do poço observado; Proporção iônica
$s$	Rebaixamento
$s_w$	Rebaixamento produzido em um instante $t$
$t$	Tempo
$u$	Argumento da função de Theis
$u_A$	Função do poço de Neuman para o conjunto de curvas tipo A
$u_B$	Função do poço de Neuman para o conjunto de curvas tipo B
$v$	Velocidade média de Darcy
$v_p$	Velocidade de percolação
$x$	Direção longitudinal do escoamento
$y$	Direção transversal do escoamento
$z$	Direção vertical do escoamento

*Maiúsculos*

A	Íon trocável/dissociável; Número de habitantes por hectare
B	Íon trocável/dissociável
C	Concentração de nitrogênio de nitrato na água subterrânea
C	Concentração da espécie química; Fator de forma
$C_i$	Concentração inicial no solo da espécie química contaminante

$C_0$	Concentração inicial de entrada da espécie química contaminante
$D$	Coeficiente de difusão-dispersão
$D^*$	Coeficiente de difusão molecular efetivo
$G$	Coeficiente de forma
$H$	Carga hidráulica
$H_0$	Carga hidráulica inicial constante em um ponto no infinito
$I$	Taxa de infiltração por recarga da chuva
$K(?)$	Constante de complexação entre o par de íon (?)
$K_e$	Constante de equilíbrio
$K_{ps}$	Constante produto de solubilidade
$K$	Condutividade hidráulica na direção radial
$K_c$	Coeficiente cinético de consumo de nitrogênio amoniacal
$K_d$	Coeficiente de adsorção linear
$K_X$	Condutividade hidráulica longitudinal
$K_Y$	Condutividade hidráulica transversal
$K_Z$	Condutividade hidráulica vertical
$M$	Massa de traçador
$P$	Precipitação
$Q$	Vazão do poço bombeado; Vazão da carga contaminante
$R$	Coeficiente de retardamento; Recarga
$R_e$	Retenção específica do meio poroso
$S$	Coeficiente de armazenamento
$S_S$	Coeficiente de armazenamento específico
$S_y$	Coeficiente de armazenamento efetivo ou Produção específica
$T$	Transmissividade
$U$	Taxa de infiltração de esgoto
$V$	Volume total de uma amostra do meio poroso; Volume do recipiente
$V_D$	Volume de uma amostra de rocha porosa saturada
$V_V$	Volume de vazios de uma amostra do meio poroso
$W$	Fluxo volumétrico por unidade volume
$W(u)$	Função do poço de Theis
$W(u_A, u_B, I)$	Função do poço de Neuman
$Z$	Potencial de elevação

*Letras gregas*

$\alpha$	Compressibilidade do meio poroso
$\alpha_L$	Dispersividade longitudinal
$\alpha_T$	Dispersividade transversal
$\alpha_V$	Dispersividade vertical
$\beta$	Compressibilidade da água subterrânea
$\Gamma$	Coefficiente da curva padrão de Neuman
$\eta$	Porosidade
$\eta_e$	Porosidade efetiva
$\theta$	Teor de humidade volumétrico de água no solo
$\lambda$	Mudança de concentração da espécie química contaminante
$\mu$	Viscosidade dinâmica da água subterrânea
$\rho$	Densidade da água subterrânea
$\rho_b$	Densidade aparente do solo
$\Psi$	Potencial matricial do solo

## SUMÁRIO

RESUMO .....	ix
ABSTRACT .....	x
LISTA DE ILUSTRAÇÕES .....	xi
LISTA DE TABELAS .....	xiv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....	xv
LISTA DE SÍMBOLOS .....	xvi
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>22</b>
1.1. Objetivos .....	24
1.1.1. <i>Objetivo geral</i> .....	24
1.1.2. <i>Objetivos específicos</i> .....	24
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>25</b>
2.1. Aspectos Teóricos .....	25
2.1.1. <i>Propriedades físicas dos aquíferos</i> .....	25
2.1.2. <i>Métodos de interpretação de testes de aquífero</i> .....	28
2.1.3. <i>Mecanismo de transporte de contaminantes na zona vadosa</i> .....	34
2.1.4. <i>Processos químicos e biológicos na zona vadosa</i> .....	36
2.1.5. <i>Fluxo hídrico na zona saturada e solução numérica</i> .....	41
2.2. Síntese de Trabalhos Publicados .....	44
2.2.1. <i>Contextualização histórica e pesquisas na região</i> .....	44
2.2.2. <i>Estudos de modelagem de transporte de contaminantes em aquíferos</i> ...	47
2.2.3. <i>Estudos com análises estatísticas de agrupamento hierárquico</i> .....	49
<b>3. ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>51</b>
3.1. Localização e Descrição Geográfica .....	51
3.2. Clima .....	52
3.3. Vegetação, Relevo e Solo .....	54
3.4. Litoestratigrafia .....	55
3.5. Domínios Hidrogeológicos .....	55
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>57</b>
4.1. Coleta e Análise das Águas dos Poços Tubulares .....	58

4.2. Coleta e Análise das Águas Servidas Lançadas na Calha do Riacho dos Macacos	59
4.3. Consistência e Seleção das Análises .....	60
4.4. Hidroquímica .....	60
4.5. Medição de Vazão do Riacho Contaminante .....	61
4.6. Condutividade Hidráulica na Zona Vadosa .....	62
4.7. Método GOD de Vulnerabilidade de Aquíferos à Contaminação .....	63
4.8. Análise Estatística Multivariada .....	66
4.8.1. Análise de agrupamento hierárquico aglomerativo .....	67
4.9. Modelagem Reativa Unidimensional em Zona Vadosa .....	70
4.9.1. PHREEQC interactive.....	70
4.10. Modelagem de Fluxo Subterrâneo em Zona Saturada .....	71
4.10.1. MODFLOW .....	72
4.10.2. MODPATH .....	75
4.10.3. MT3D .....	75
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>76</b>
5.1. Qualidade da Água Subterrânea .....	76
5.1.1. Classificação das águas pelos íons dominantes .....	76
5.1.2. Vulnerabilidade do aquífero à contaminação .....	79
5.2. Cargas Contaminantes .....	81
5.2.1. Identificação de fontes de contaminação .....	81
5.2.2. Contribuição volumétrica .....	83
5.3. Determinação dos Parâmetros Físicos do Aquífero e da Zona Vadosa .....	84
5.3.1. Coeficiente de Armazenamento ( $S$ ) .....	84
5.3.2. Coeficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ ) .....	86
5.3.3. Condutividade Hidráulica ( $K$ ) .....	88
5.3.4. Condutividade Hidráulica da zona vadosa ( $K_{fs}$ ) .....	90
5.4. Modelagem de Fluxo Hídrico Subterrâneo .....	90
5.4.1. Construção do modelo conceitual .....	90
5.4.2. Simulação em regime estacionário.....	93
5.4.3. Simulação em regime transiente .....	94
5.4.4. Simulação de fluxo .....	99
5.5. Transporte de Contaminantes na Zona Vadosa .....	104
5.5.1. Entrada de dados .....	106

5.5.2. <i>Ajuste dos parâmetros cinéticos</i> .....	108
5.5.3 <i>Contribuições a partir de fossas sépticas</i> .....	110
5.5.4 <i>Movimentação da pluma de contaminação</i> .....	111
5.6. Transporte de Contaminantes na Zona Saturada .....	113
5.6.1. <i>Entrada de dados</i> .....	113
5.6.2. <i>Calibração e avaliação das concentrações de nitrato</i> .....	114
5.7. Simulações de Cenários e Avaliação da Disponibilidade Qualitativa de Água ...	117
5.7.1. <i>Construção de cenários</i> .....	118
5.7.2. <i>Avaliação da disponibilidade qualitativa de água</i> .....	118
<b>6. DISCUSSÃO GERAL</b> .....	121
<b>7. CONCLUSÃO</b> .....	125
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	126
<b>APÊNDICE A – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MÉTODOS DE ANÁLISES</b> ....	138
<b>APÊNDICE B – DIAGRAMAS DE STIFF PARA 132 AMOSTRAS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS</b> .....	139
<b>APÊNDICE C – LOCALIZAÇÃO, PERFIL LITOLÓGICO E DADOS TÉCNICOS DOS POÇOS PRESENTES EM JUAZEIRO DO NORTE – CE OBTIDOS A PARTIR DA BASE DE DADOS SIAGAS/CPRM PARA A ELABORAÇÃO DE ÍNDICES E MAPAS DE VULNERABILIDADE</b> .....	143
<b>APÊNDICE D – CURVA DE DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE ANGULAR DA CONCENTRAÇÃO DE SAL <i>VERSUS</i> A CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA</b> .....	151
<b>APÊNDICE E – CURVAS DE MEDIÇÃO DE VAZÃO PELO MÉTODO DO DO TRAÇADOR</b> .....	152
<b>APÊNDICE F – DADOS DE VOLUME, TEMPO E VAZÃO PARA O PONTO DE ESGOTO – PE CASCATA</b> .....	157
<b>APÊNDICE G – UTILIZAÇÃO DO MÉTODO DE COOPER-JACOB PARA DETERMINAÇÃO DOS DA TRANSMISSIVIDADE E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DOS POÇOS</b> .....	158
<b>APÊNDICE H – CORREÇÕES DAS PERDAS DE CARGA DOS POÇOS DE BOMBEAMENTO</b> .....	161

## 1. INTRODUÇÃO

---

No Estado do Ceará existem milhares de poços cujas águas são utilizadas, essencialmente, para irrigação e consumo humano, sendo, em algumas localidades, a principal fonte de abastecimento de água. Os poços catalogados pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM (CPRM, 2014) chegam a aproximadamente 20.000 em todo o Estado do Ceará.

De uma maneira geral, a qualidade da água desses poços está diretamente relacionada com a formação geológica da região. Geralmente, se encontra água com alta concentração de sais nas áreas de formação rochosa cristalina e água com baixa concentração de sais em áreas de rochas sedimentares. Cruz e Melo (1968), em um estudo geoquímico das águas subterrâneas do Nordeste brasileiro, verificaram que a variação do resíduo seco das águas em áreas sedimentares fica entre 0 e 500 mg/L, já nas áreas com predominância de rochas cristalinas, o resíduo seco é em média maior que 1000 mg/L.

A Bacia do Araripe, com cerca de 1200 m de espessura de sedimentos, é uma das principais bacias sedimentares do Nordeste brasileiro, sendo constituída por um vasto planalto, a Chapada do Araripe, e por uma planície, o Vale do Cariri. Estima-se que mais de 1.200 poços sejam explorados; muitos destes possuem vazões superiores a 100 m<sup>3</sup>/h (CPRM, 2014).

Nessa região sedimentar, localiza-se o município de Juazeiro do Norte, onde os recursos hídricos subterrâneos constituem as mais importantes fontes de água potável para o abastecimento público e privado, bem como para diversas atividades, tais como práticas agrícolas e industriais. No entanto, essas águas subterrâneas estão susceptíveis à contaminação por compostos nitrogenados, como por exemplo a partir do esgoto doméstico, principalmente nas áreas urbanizadas, já que aproximadamente 63% da população do município utilizam fossas rudimentares ou não tem sistema de saneamento, despejando seus dejetos diretamente nos leitos dos rios (IPECE, 2012).

Os esgotos domésticos possuem grandes quantidades de nitrogênio orgânico que resultam em excessiva concentração de nitrogênio amoniacal, cerca de 30 a 60 mg/L, que percola para água subterrânea através da zona vadosa, também denominada de zona aerada do solo. Esse nitrogênio amoniacal será oxidado até nitrato, que tem elevado transporte advectivo em meio saturado.

O abastecimento público do município de Juazeiro do Norte é feito por cerca de 40 poços profundos, sendo 17 destes presentes ao longo do riacho dos Macacos, onde as concentrações de compostos nitrogenados dissolvidos nessas águas vêm apresentando um

incremento ao longo dos anos, trazendo assim uma preocupação quanto à potabilidade dessas águas.

O nitrogênio amoniacal, resultante da primeira etapa de mineralização do nitrogênio orgânico, a partir da amonificação, pode se apresentar na forma gasosa ( $\text{NH}_3$ ) ou ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ). Ele é um tóxico restritivo à vida dos peixes, e muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, a amônia provoca um consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente através do processo de nitrificação. Por isso, a concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais e normalmente é utilizada na composição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2009).

O nitrato, íon resultante do processo de oxidação total do nitrogênio amoniacal, é tóxico, que pode causar uma doença denominada metemoglobinemia infantil, sendo letal para crianças (o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul) (FERNÍCOLA; AZEVEDO, 1981). Por isso, o íon nitrato é um padrão de potabilidade de água, sendo 10 mg N- $\text{NO}_3^-$ /L (ou 44,3 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ ) estabelecido como o valor máximo permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS, 2011), que ainda estabelece VMP de 1,0 mg de N- $\text{NO}_2^-$ , 1,5 mg de  $\text{NH}_3$  e 250 mg de  $\text{Cl}^-$  para um litro de água.

Devido à importância do aquífero sedimentar para o município de Juazeiro do Norte e toda a região ao redor, algumas pesquisas foram realizadas na área dos 17 poços que margeiam o riacho dos Macacos, como os estudos de Mendonça *et al.* (2005) que verificaram o comportamento do fluxo subterrâneo sob condições de bombeamento. Preocupações com qualidade da água desse aquífero motivaram os estudos de Franca *et al.* (2006) que coletaram e analisaram águas do riacho dos Macacos e concluíram que o riacho constituía a principal fonte de bactérias e contaminantes para o aquífero. Santos *et al.*, (2014) simularam o transporte advectivo de íons cloreto ao redor dos 17 poços da CAGECE que margeiam o riacho dos Macacos e concluíram que o aquífero sofria grande influência dos lançamentos de contaminantes no riacho.

Nesse sentido, pela grande vulnerabilidade do aquífero à contaminação por compostos nitrogenados provenientes de esgotos domésticos, a elaboração de um modelo numérico atualizado para representar tridimensionalmente o movimento e o comportamento transiente do fluxo dessas águas subterrâneas nesse tipo de aquífero se torna imprescindível para avaliar o transporte de contaminantes nitrogenados e simular cenários futuros para a qualidade desses recursos naturais tão importantes para a região.



Para tanto, o modelo numérico PHREEQC *interactive* (PARKHURST; APPELO, 1999) foi utilizado para avaliar o potencial de transformação do nitrogênio por oxidação através da sua movimentação unidimensional no perfil do solo ao redor das áreas próximas às fontes contaminantes e o modelo numérico MODFLOW (McDONALD; HARBOUGH, 1988) foi utilizado, juntamente com o pacote MT3D (ZHENG, 1990), para simular, em regime transiente, o fluxo subterrâneo do aquífero da região e modelar o transporte tridimensional de plumas de poluentes nitrogenados no aquífero.

## 1.1. Objetivos

### 1.1.1. Objetivo geral

Aprofundar os conhecimentos sobre a hidrogeoquímica do aquífero presente no município de Juazeiro do Norte e compreender a dinâmica do transporte de compostos nitrogenados na bacia do riacho dos Macacos.

### 1.1.2. Objetivos específicos

- Coletar amostras de água e analisar parâmetros físico-químicos em 26 poços utilizados pela CAGECE para abastecimento público do município de Juazeiro do Norte;
- Elaborar um estudo de vulnerabilidade da área de estudo através do método GOD, identificar e quantificar potenciais fontes poluidoras das águas subterrâneas nas proximidades do riacho dos Macacos;
- Determinar, a partir de testes de bombeamento, os parâmetros hidrogeológicos do aquífero, utilizando métodos gráficos adequados;
- Simular o transporte reativo de compostos nitrogenados em zona vadosa, por meio do *software* PHREEQC *interactive*;
- Simular e validar um modelo de fluxo de água subterrânea no aquífero, estimando sua direção e velocidade, e verificar os rebaixamentos provocados pelo bombeamento dos poços, através do *software* *Visual* MODFLOW *Classic*;
- Simular o transporte advectivo de partículas do riacho dos Macacos por meio do *software* MODPATH e simular a migração de uma pluma de contaminação de nitrato no aquífero através do *software* MT3D;
- Fornecer subsídios para a prevenção da degradação da qualidade da água subterrânea do aquífero presente em Juazeiro do Norte.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

---

### 2.1. Aspectos Teóricos

O fluxo de água no solo tem um papel fundamental no balanço hídrico do ciclo hidrológico. Uma parcela da água que penetra no solo, advinda da precipitação e/ou do escoamento superficial, fica disponível nas camadas superiores do solo para o processo de evapotranspiração e a outra parcela percola no interior do subsolo até atingir a região de saturação, recarregando os aquíferos subterrâneos. Essa percolação pode ocorrer em tempos extremamente variáveis, pois depende das características físicas do solo.

Por sua vez, os aquíferos subterrâneos têm capacidades de armazenarem e de conduzirem água, dependentes das características físicas do meio poroso e das propriedades do fluido escoante.

Diversos modelos matemáticos em meio poroso foram formulados a partir da lei de Darcy na tentativa de interpretar o comportamento e a evolução das retiradas de água nos aquíferos, quantificando essas capacidades de armazenamento e de condução de água.

Os subtópicos a seguir apresentam os principais parâmetros de propriedades físicas dos fluidos e dos aquíferos, as técnicas utilizadas na determinação dos parâmetros hidrodinâmicos dos aquíferos porosos, os princípios que regem o movimento unidimensional em meio porosos não saturados, com os principais processos químicos e biológicos que ocorrem nessa zona e o método numérico mais utilizado na resolução de equações diferenciais parciais.

#### 2.1.1. Propriedades físicas dos aquíferos

Henry Darcy em 1856 demonstrou que a velocidade média ( $v$ ) do escoamento de um fluido newtoniano em regime laminar em meio poroso era proporcional a variação da carga hidráulica ( $dh$ ) e inversamente proporcional à distância percorrida ( $dL$ ), conforme a Equação 2.1, onde o sinal negativo indica que o sentido do fluxo é para o ponto de menor gradiente (HARR, 1991):

$$v = -K \frac{dh}{dL} \quad (2.1)$$

O coeficiente de proporcionalidade  $K$  que aparece na lei de Darcy é a condutividade hidráulica que depende das características do fluido escoante e do meio. Freeze e Cherry (1979) destacam que para representar os aspectos hidráulicos do fluxo em meio poroso, devem ser conhecidas seis propriedades dos fluidos e do meio. As propriedades

do fluido (água subterrânea) são a densidade ( $\rho$ ), viscosidade dinâmica ( $\mu$ ) e a compressibilidade ( $\beta$ ); e para o meio poroso são a porosidade ( $\eta$ ), permeabilidade ( $k$ ) e compressibilidade ( $\alpha$ ).

As demais propriedades importantes no estudo hidrodinâmico e hidrogeológicos dos aquíferos, que serão abordadas a seguir, são dependentes das anteriores, são elas a condutividade hidráulica ( $K$ ), transmissividade ( $T$ ), coeficiente de armazenamento ( $S$ ), porosidade efetiva ( $\eta_e$ ) e coeficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ ).

### Condutividade Hidráulica ( $K$ )

O coeficiente de proporcionalidade  $K$  da lei de Darcy, também chamado de condutividade hidráulica, é um dos parâmetros mais empregados em hidrologia de água subterrânea para a modelagem de fluxo em aquífero.

Essa propriedade hidráulica expressa a facilidade do meio (aquífero) permitir o escoamento de um fluido e depende da porosidade natural do meio e das características do fluido, como viscosidade e densidade.

A condutividade hidráulica  $K$  [ $LT^{-1}$ ] pode ser expressa através da Equação 2.2 (HARR, 1991; CABRAL, 2000):

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad (2.2)$$

Onde,  $k$  [ $L^2$ ] é a permeabilidade natural do meio,  $\rho$  [ $ML^{-3}$ ] é a densidade do fluido,  $\mu$  [ $ML^{-1}T^{-1}$ ] é a viscosidade dinâmica do fluido e  $g$  [ $LT^{-2}$ ] é a aceleração da gravidade.

A permeabilidade natural do meio, permeabilidade intrínseca ou permeabilidade específica,  $k$ , é função do tipo do material poroso, da granulometria e da disposição estrutural desse material, podendo ser calculada por equações empíricas que englobam coeficientes determinados experimentalmente (CABRAL, 2000).

Outra forma de estimar o valor de condutividade hidráulica de um meio poroso, e que foi utilizada nesta pesquisa, é o teste de bombeamento realizado em campo. Este teste é também chamado de teste de aquífero, que consiste em produzir um bombeamento com vazão constante em um poço de produção de água subterrânea e acompanhar os rebaixamentos produzidos no próprio poço ou em poços de observação vizinhos, registrando as alterações de nível no decorrer do tempo.

### Transmissividade ( $T$ )

A transmissividade do sistema aquífero,  $T$  [ $L^2T^{-1}$ ], é definida matematicamente como o produto da condutividade hidráulica do sistema aquífero,  $K$ , pela espessura do aquífero,  $b$  [L].

$$T = K \cdot b \quad (2.3)$$

Em aquíferos confinados, a espessura  $b$  é constante; já em aquíferos livres a espessura,  $b$ , varia com os processos de recarga ou descarga (FREEZE; CHERRY, 1979; CABRAL, 2000).

### Coefficiente de armazenamento ( $S$ )

O coeficiente de armazenamento,  $S$ , propriedade adimensional, de um sistema aquífero é definido como o volume de água que um aquífero libera por unidade horizontal de área e por decréscimo unitário de carga hidráulica (HEATH, 1983). O coeficiente de armazenamento pode ser calculado pela Equação 2.4.

$$S = S_S \cdot b \quad (2.4)$$

Onde,  $b$  [L] é a espessura do aquífero e  $S_S$  [ $L^{-1}$ ] é o coeficiente de armazenamento específico, que pode ser calculado pela Equação 2.5.

$$S_S = \rho \cdot g(\alpha + \eta\beta) \quad (2.5)$$

Onde,  $\rho$  [ $ML^{-3}$ ] é a densidade do fluido,  $g$  a aceleração da gravidade [ $LT^{-2}$ ],  $\alpha$  [ $M^{-1}LT^2$ ] a compressibilidade do meio poroso,  $\eta$  [adimensional] a porosidade total do meio e  $\beta$  [ $M^{-1}LT^2$ ] a compressibilidade do fluido (água subterrânea).

### Porosidade Efetiva ( $\eta_e$ )

A porosidade total do meio poroso ( $\eta$ ) é a medida de quantidade de vazios ou interstícios, sendo expressa em termos de volume de vazios ( $V_V$ ) e volume total ( $V$ ) pela Equação 2.6 (TODD, 1980).

$$\eta = \frac{V_V}{V} \quad (2.6)$$

A porosidade efetiva ( $\eta_e$ ) refere-se à quantidade de água disponível nos poros para o fluxo do fluido (TODD, 1980), pois parte do fluido escoante é retida pelas forças moleculares, pela tensão superficial e por poros não conectados que contem o fluido estagnado, sendo então definida matematicamente como a quantidade volumétrica de água efetivamente liberada de uma amostra de rocha porosa saturada ( $V_D$ ) e o volume total (Equação 2.7).

$$\eta_e = \frac{V_D}{V} \quad (2.7)$$

A quantidade de água retida por unidade de volume é denominada de retenção específica do meio poroso ( $R_e$ ) ou capacidade de campo (CABRAL, 2000).

#### Coefficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ )

Os mecanismos de liberação de água nos aquíferos confinados e livres são diferentes. Nos aquíferos confinados a água é liberada através de um alívio na pressão hidrostática provocado pela expansão da água e pelo aumento da compactação do aquífero devido ao aumento da pressão sobre a estrutura do meio poroso. Já nos aquíferos livres ocorre também a drenagem gravitacional dos poros (FEITOSA, 2000).

O coeficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ ), também chamado de produção específica por alguns autores, é definido como sendo a soma do coeficiente de armazenamento ( $S$ ) com a porosidade efetiva do meio ( $\eta_e$ ), conforme a Equação 2.8.

$$S_y = S + \eta_e \quad (2.8)$$

Como o coeficiente de armazenamento é muito pequeno, quando comparado com a porosidade efetiva, ele pode ser na prática desprezado, tornando  $S_y \cong \eta_e$ .

#### 2.1.2. Métodos de interpretação de testes de aquífero

Os métodos de interpretação de testes de aquíferos consideram as condições do meio como sendo homogêneo e isotrópico e que o fluido (água subterrânea) possui viscosidade e densidade constantes. Fetter (2001) cita outras hipóteses comuns a estes métodos com relação às condições físicas do aquífero, como espessura constante e base horizontal, coeficiente de armazenamento constante, extensão infinita e que não existam outras captações nas proximidades do poço bombeado.

#### Método de Theis

Charles Vernon Theis publicou em 1935 um artigo que trouxe as primeiras soluções para as equações que governam o rebaixamento hidráulico de um poço bombeando água em um aquífero confinado. Em seu artigo, C. V. Theis fez uma analogia entre o fluxo de água num aquífero e a transferência de calor em um condutor térmico, cuja equação transiente é escrita na forma:

$$\nabla^2 h = \frac{S}{T} \left( \frac{\partial h}{\partial t} \right) \quad (2.9)$$

Onde,  $h$  [L] representa a carga hidráulica,  $t$  [T] representa o tempo a partir do início do teste de aquífero,  $S$  [adimensional] representa o coeficiente de armazenamento e  $T$  [ $L^2T^{-1}$ ] representa a transmissividade do meio poroso.

A partir da lei de Darcy e utilizando o princípio da conservação da massa, para um aquífero radialmente simétrico, o fluxo radial é descrito pela Equação 2.10.

$$\frac{\partial^2 h}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \left( \frac{\partial h}{\partial r} \right) = \frac{S}{T} \left( \frac{\partial h}{\partial t} \right) \quad (2.10)$$

Sendo  $r$  [L] a distância radial do centro do poço bombeado ao centro do poço de observação.

Para um tempo,  $t = 0$  e  $r > r_w$ , sendo  $r_w$  o raio efetivo do poço, a carga hidráulica é  $h(r, t) = H_0$ . Assim, a condição de contorno para o teste de aquífero durante o processo de rebaixamento do nível d'água em qualquer instante após  $t > 0$  é:

$$h(r_w, t) = H_w = H_0 - s_w \quad (2.11)$$

Onde,  $H_w$  [L] é a carga remanescente no aquífero a uma distancia  $r_w$  [L] do centro do poço bombeado,  $H_0$  é a carga inicial em qualquer ponto do aquífero em um tempo  $t = 0$  e  $s_w$  [L] é o rebaixamento produzido em um instante  $t$ .

Além da condição anterior, a carga hidráulica inicial ( $H_0$ ) é considerada constante em um ponto qualquer no infinito e pode ser expressa como  $h(\infty, t) = H_0$ , para  $t > 0$ . Para as condições de contorno apresentadas, tem-se:

$$\lim_{r \rightarrow 0} \left( r \frac{\partial h}{\partial r} \right) = \frac{Q}{2\pi T} \quad (2.12)$$

Onde,  $Q$  [ $L^3T^{-1}$ ] é vazão do poço bombeado. Assim, a Equação 2.10 resulta na solução analítica dada em termos de rebaixamento:

$$h_0 - h(r, t) = \frac{Q}{4\pi T} \int_u^\infty \frac{e^{-u}}{u} du \quad (2.13)$$

Onde,

$$u = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad (2.14)$$

Tornando a integral da Equação 2.13 solucionável através do uso de uma série de potência chamada de função de poço (*well function*) ou função de Theis, representada por  $W(u)$ . Assim, tem-se a Equação 2.15.

$$h_0 - h(r, t) = \frac{Q}{4\pi T} W(u) \quad (2.15)$$

A função de poço,  $W(u)$ , e o seu argumento,  $u$ , são também indicados como sendo o rebaixamento adimensional e o tempo adimensional, respectivamente. O desenvolvimento da função poço resulta na expressão:

$$W(u) = -0,5772 - \ln(u) + u - \frac{u^2}{2.2!} + \frac{u^3}{3.3!} - \frac{u^4}{4.4!} + \dots \quad (2.16)$$

Obtendo o valor de  $T$  da Equação 2.15 e de  $S$  da Equação 2.14, tem-se para  $s = s(r,t) = h_0 - h(r,t)$ :

$$T = \frac{Q}{4\pi S} W(u) \quad (2.17)$$

$$S = \frac{4Ttu}{r^2} \quad (2.18)$$

Onde,  $s$  [L] representa o rebaixamento medido em um ponto de observação a uma distância  $r$  [L] do centro do poço bombeado.

Usando as Equações 2.17 e 2.18, Theis desenvolveu um método de superposição para solucionar os valores de  $T$  e  $S$  (THEIS, 1935). A metodologia descrita por Feitosa (2000) é apresentada a seguir:

1 – Realização de um teste de aquífero com acompanhamento de pelo menos um poço de observação;

2 – Construção da curva padrão  $\log W(u) \times \log 1/u$ , através dos valores da série convergente da Equação 2.16;

3 – Superposição da curva de campo na mesma escala, obtida através do teste de aquífero, sobre a curva padrão de Theis até a obtenção do melhor ajuste e escolha de um ponto qualquer, denominado de ponto de superposição;

4 – A partir do ponto de superposição, registro dos valores de  $W(u)$  e  $1/u$  na curva padrão, e de  $s$  e  $t$  na curva de campo;

5 – Cálculos da transmissividade ( $T$ ) e o coeficiente de armazenamento ( $S$ ). Conhecendo a espessura do aquífero ( $b$ ), calculo da condutividade hidráulica ( $K$ ) através da Equação 2.3.

### Método de Cooper-Jacob

Cooper e Jacob desenvolveram em 1946 um método logarítmico para interpretação de testes de aquífero. Os autores observaram que pequenos valores de  $r$  (L) e elevados valores de  $t$  [T], resultavam em um valor de  $u$  pequeno, tornando os termos da série de Theis, apresentada na Equação 2.16, desprezíveis a partir do terceiro termo. Como resultado, o rebaixamento,  $s$  [L], apresentado na Equação 2.17, pode ser expresso, conforme sintetizado por Todd (1967), como:

$$s = \frac{Q}{4\pi T} \left[ -0,5772 - \ln \left( \frac{r^2 S}{4Tt} \right) \right] \quad (2.19)$$

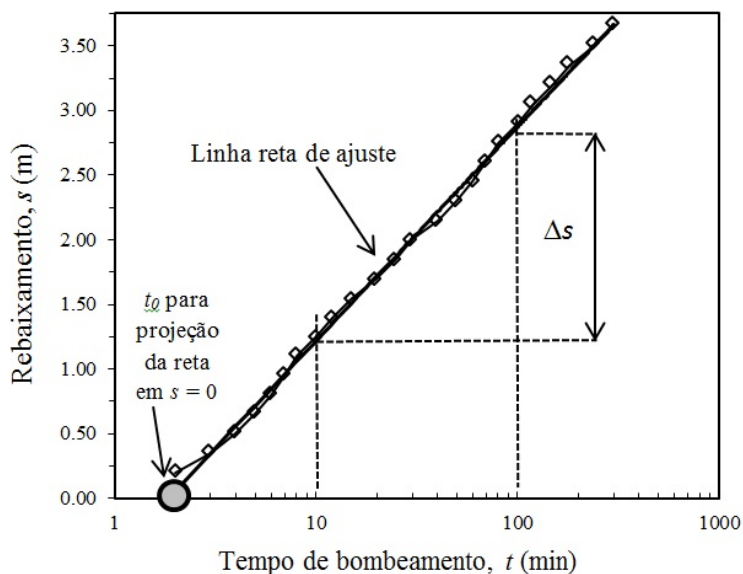
Rearranjando e transformando a equação na base logarítmica decimal, tem-se a Equação 2.20.

$$s = \frac{2,3Q}{4\pi T} \log \left( \frac{2,25Tt}{r^2 S} \right) \quad (2.20)$$

A Equação 2.20, conhecida como fórmula de Cooper e Jacob, é razoavelmente precisa e aplicada no cálculo dos parâmetros hidráulicos de aquífero, com base no emprego de uma transformada logarítmica para linearizar a relação rebaixamento ( $s$ ) *versus* tempo ( $t$ ). Portanto, a plotagem do rebaixamento *versus* o logaritmo do tempo forma uma linha reta.

Pela linha reta de ajuste dos dados de bombeamento, exemplificada na Figura 2.1, para  $t/t_0 = 10$ , tem-se  $\log(t/t_0) = 1$  e um valor correspondente  $\Delta s$  [L] representando a diferença de rebaixamento em um ciclo logarítmico.

Figura 2.1 – Gráfico semi-logarítmico do Método de Cooper -Jacob (1946)



Fonte: O Autor (2015)

Fazendo  $\Delta s$  [L] =  $s(t) - s_0(t_0)$ , a Equação 2.20 torna-se:

$$T = \frac{2,3Q}{4\pi \Delta s} \quad (2.21)$$

Projetando a linha reta de ajuste em  $s = 0$ , tem-se  $t = t_0$ , que aplicado na Equação 2.20, permite calcular o valor do coeficiente de armazenamento através da Equação 2.23.

$$0 = \frac{2,3Q}{4\pi T} \log \left( \frac{2,25Tt_0}{r^2 S} \right) \quad (2.22)$$



$$S = \frac{2,25Tt_0}{r^2} \quad (2.23)$$

A aproximação de Cooper e Jacob apresenta erro que depende do valor de  $u$ . Para valores de  $u$  menores que 0,03, os erros são menores que 1%; no entanto, na prática, valores de  $u$  até 0,1 já são considerados satisfatórios.

### Método de Neuman

Shlomo P. Neuman desenvolveu um método em 1972 que consiste em obter os parâmetros hidrodinâmicos de um aquífero livre ou não confinado. A espessura saturada do aquífero,  $b$  [L], é conhecida inicialmente, mas o tratamento matemático do fluxo de água nesse tipo de aquífero é mais complexo devido à mudança da espessura da camada de saturação,  $b$ , durante a retirada de água pelo bombeamento, provocando componentes verticais de fluxo, até então desprezadas pelos métodos anteriores mostrados para aquíferos confinados.

Para formular o novo modelo analítico, Neuman assumiu algumas condições listadas por Fetter (2001):

- 1 – O aquífero é do tipo livre ou não confinado;
- 2 – A zona vadosa ou zona aerada não provoca influência sobre o rebaixamento da superfície freática;
- 3 – A água inicialmente liberada provém do coeficiente de armazenamento,  $S$ , e posteriormente devido à drenagem dos poros interconectados,  $\eta_e$ ;
- 4 – O coeficiente de armazenamento efetivo,  $S_y$ , é pelo menos 10 vezes maior que o coeficiente de armazenamento,  $S$ ;
- 5 – O material do aquífero é homogêneo, mas anisotrópico, com condutividades hidráulicas radiais,  $K$ , e verticais,  $K_v$ , diferentes.

A solução de Neuman (1972), complementada em Neuman (1974) e Neuman (1975), é descrita por Fetter (2001) através da Equação 2.24, com a qual se pode determinar o valor da transmissividade do meio poroso,  $T$  [ $L^2T^{-1}$ ], de um aquífero:

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u_A, u_B, r) \quad (2.24)$$

Onde,  $s$  [L], é o rebaixamento,  $Q$  [ $L^3T^{-1}$ ] é vazão do poço bombeado e  $W(u_A, u_B, r)$  é a função do poço de Neuman para aquíferos livres.

O termo  $u_A$  da função do poço de Neuman refere-se aos rebaixamentos que acontecem no início do teste de bombeamento, onde o fluxo é preferencialmente horizontal, e

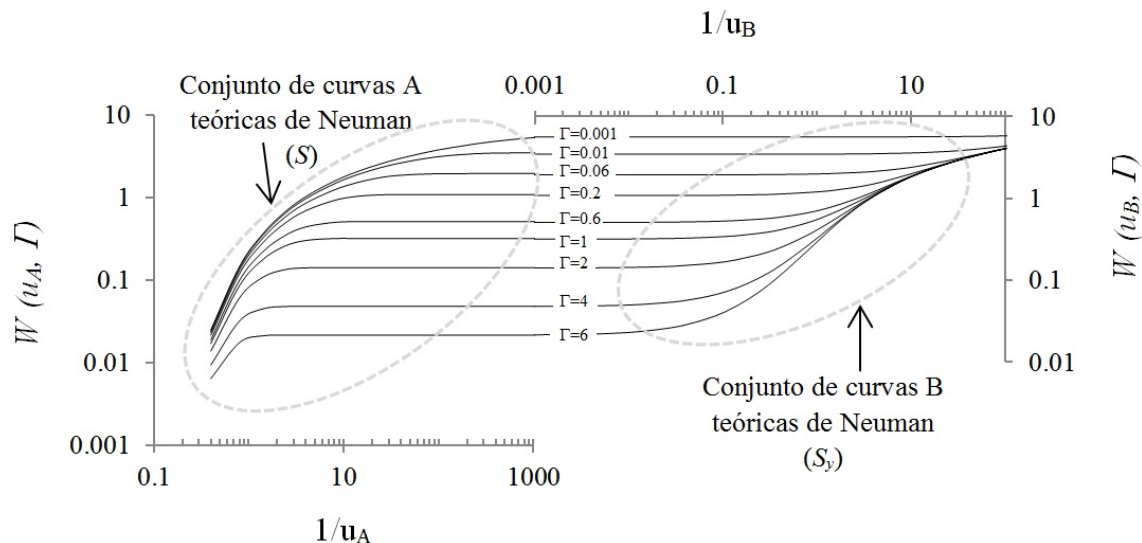
com ele é possível calcular o coeficiente de armazenamento,  $S$ , através da Equação 2.25; enquanto o termo  $u_B$  da função do poço de Neuman refere-se aos rebaixamentos que ocorrem no final do teste de bombeamento, devido ao fluxo preferencialmente vertical, e com ele é possível determinar o coeficiente de armazenamento efetivo,  $S_y$ , através da Equação 2.26.

$$u_A = \frac{r^2 S}{4Tt} \quad (2.25)$$

$$u_B = \frac{r^2 S_y}{4Tt} \quad (2.26)$$

O gráfico da Figura 2.2 mostra as curvas padrão de Neuman.

Figura 2.2 – Gráfico das curvas padrão de Neuman (1975) da função de poço versus  $1/u_A$  e  $1/u_B$ .



Fonte: O Autor (2015) baseado em dados tabelados em Fetter (2001)

Bear (1979) destaca que os dados da curva de campo que fornecem a relação rebaixamento  $x$  tempo do teste de bombeamento devem se encaixar do início à metade nas curvas tipo A e os dados da metade para o fim do teste devem se encaixar nas curvas tipo B. Após o ajuste da curva de campo sobre as curvas padrões de Neuman, define-se o coeficiente  $\Gamma$ , para posterior determinação da condutividade hidráulica vertical,  $K_V$ , através da Equação 2.27.

$$\Gamma = \frac{r^2 K_V}{b^2 K} \quad (2.27)$$

Onde,  $r$  [L] a distância radial do centro do poço bombeado ao centro do poço de observado,  $b$  [L] é a espessura do aquífero,  $K$  [ $LT^{-1}$ ] é a condutividade hidráulica radial e  $K_V$  [ $LT^{-1}$ ] é a condutividade hidráulica vertical.

### 2.1.3. Mecanismo de transporte de contaminantes na zona vadosa

O fluxo vertical descendente da carga líquida contaminante na zona vadosa acontece devido a uma pressão negativa na superfície do solo (FETTER, 2001), provocada por uma diferença de potencial hidráulico,  $h'$  [L], que representa o somatório do potencial de elevação,  $Z$  [L], com o potencial matricial,  $\Psi$  [L], de acordo com a equação:

$$h' = Z + \Psi \quad (2.28)$$

O potencial matricial do solo corresponde ao efeito combinado das forças de adsorção e de capilaridade da água na matriz do solo (TINDALL; KUNKEL, 1999), provocando um efeito de sucção na tentativa de equilibrar o teor de umidade, no entanto, esse equilíbrio é dificilmente alcançado, isso determina uma condição de fluxo contínuo.

O transporte de contaminantes apresentado nesta pesquisa é afetado pelo fluxo de águas contaminadas proveniente de fontes poluidoras que atingem o solo e percolam através do subsolo até atingirem o nível estático ou dinâmico da água do aquífero.

Para a simulação de fluxo na zona vadosa foi considerado que o solo dessa zona é homogêneo, que as propriedades hidrogeológicas e hidrodinâmicas não variam no tempo e que a carga contaminante aplicada sobre o solo não drena horizontalmente, mantendo deste modo seu fluxo reativo estritamente na vertical.

A equação de Darcy não descreve adequadamente o fluxo na zona vadosa (TINDALL; KUNKEL, 1999), já que a condutividade hidráulica nestas condições é diferente da do meio saturado (TODD, 1967); neste caso, uma função do teor volumétrico de umidade de água no solo. Para esse tipo de situação, o problema é descrito pela Equação 2.29, conhecida como equação de Richards, que caracteriza o fluxo de água em zona vadosa em uma dimensão, na direção vertical.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K_z(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right] \quad (2.29)$$

Onde,  $\theta$  [adimensional] é o teor volumétrico de umidade de água no solo,  $\Psi$  [L] é o potencial matricial,  $K_z$  [LT<sup>-1</sup>] é a condutividade hidráulica vertical. O membro esquerdo da Equação 2.29 descreve os efeitos da drenagem e preenchimento temporal dos poros, enquanto o membro direito expressa a difusão da água no meio poroso.

O fluxo de soluto em zona vadosa é resultado dos processos físicos de advecção e dispersão, assim como em meios saturados. No entanto, no fluxo em solos parcialmente saturados, esses dois processos físicos são dependentes do teor volumétrico de umidade de água no solo,  $\theta$ .

A velocidade do fluxo de Darcy apresentada na Equação 2.1 refere-se à velocidade de descarga, sendo diferente da velocidade real de percolação no meio poroso. Assim, a velocidade real de percolação,  $v_p$  [ $LT^{-1}$ ], para solo saturado é definida pela Equação 2.30.

$$v_p = \frac{v}{\eta_e} \quad (2.30)$$

Quando o solo não está saturado, a área disponível para o fluxo está restrita aos poros preenchidos com água, tornando a área disponível é ainda menor. A velocidade de percolação, nesse caso, é expressa pela Equação 2.31.

$$v_p = \frac{v}{\theta} \quad (2.31)$$

A equação de advecção-dispersão que governa o transporte unidimensional de contaminantes através do meio poroso em zona vadosa é função do escoamento da água em sua matriz porosa, da concentração das espécies químicas contaminantes e dos processos de interação com os componentes do solo. As concentrações dos solutos em qualquer posição do perfil do solo durante o transporte podem ser determinadas através da Equação 2.32, para  $t > 0$ .

$$R \frac{\partial C(z, t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(z, t)}{\partial z^2} - v_p \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \pm \frac{\partial \lambda}{\partial t} \quad (2.32)$$

Onde,  $R$  [adimensional] é o coeficiente de retardamento,  $C$  [ $mol.L^{-3}$ ] é a concentração da espécie química contaminante,  $D$  [ $L^2T^{-1}$ ] é o coeficiente de difusão-dispersão,  $v_p$  [ $LT^{-1}$ ] é a velocidade média de percolação e  $\lambda$  [ $mol.L^{-3}$ ] é a mudança de concentração da espécie química contaminante. Os valores de  $R$  e de  $D$  são dados respectivamente pelas Equações 2.33 e 2.34.

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta} \quad (2.33)$$

$$D = \alpha_L \cdot v_p + D^* \quad (2.34)$$

Onde,  $\rho_b$  [ $ML^{-3}$ ] é a densidade aparente do solo,  $K_d$  [ $L^3M^{-1}$ ] é o coeficiente de adsorção linear e  $\theta$  [adimensional] é o teor de umidade volumétrico de água no solo,  $\alpha_L$  [L] é a dispersividade,  $v_p$  [ $LT^{-1}$ ] é a velocidade média de percolação e  $D^*$  [ $L^2T^{-1}$ ] é o coeficiente de difusão molecular efetivo. Para espécies químicas que não se adsorvem no solo, o valor de  $K_d$  é zero, tornando o coeficiente de retardo igual a um.

A solução para a Equação 2.32 requer a definição de condições iniciais e de contorno. Para a problemática anunciada nesta pesquisa, ilustrada na Figura 2.3, tem-se a condição inicial apresentada na Equação 2.35, referente à concentração natural no solo da

espécie química contaminante; para a carga contaminante com concentração inicial de entrada constante, tem-se a condição de contorno da Equação 2.36; e em caso de contato contínuo da carga contaminante com o solo subjacente, é aplicada a condição de contorno de Dirichlet, ou de primeiro tipo (PARKHURST; APPELO, 1999), cuja solução descrita por Ogata (1970) está na Equação 2.37.

$$C(z, t) = C_i, \quad \text{em } t = 0 \text{ e } z \geq 0 \quad (2.35)$$

$$C(z, t) = C_0, \quad \text{em } z = 0 \text{ e } t \geq 0 \quad (2.36)$$

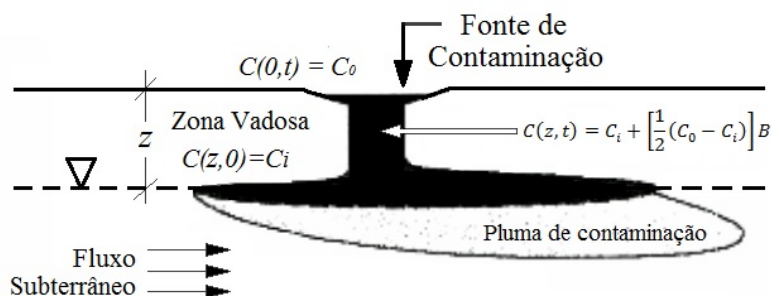
$$C(z, t) = C_i + \left[ \frac{1}{2} (C_0 - C_i) \right] B, \quad \text{para } t > 0 \quad (2.37)$$

Onde,  $C$  [mol.L<sup>-3</sup>] é a concentração da espécie química contaminante,  $C_0$  [mol.L<sup>-3</sup>] é a concentração inicial de entrada da espécie química contaminante,  $C_i$  [mol.L<sup>-3</sup>] é a concentração inicial no solo da espécie química contaminante e  $B$  é dado pela a seguinte expressão:

$$B = \operatorname{erfc} \left( \frac{z - v_p t / R}{\sqrt{4 \alpha_L v_p t / R}} \right) + \left[ \left( e^{\frac{z}{\alpha_L}} \right) \operatorname{erfc} \left( \frac{z - v_p t / R}{\sqrt{4 \alpha_L v_p t / R}} \right) \right] \quad (2.38)$$

Onde,  $\operatorname{erfc}$  é a definido como função erro complementar,  $z$  [L] comprimento vertical da zona vadosa,  $v_p$  [LT<sup>-1</sup>] é a velocidade média de percolação,  $R$  [adimensional] é o coeficiente de retardo,  $t$  [T] o tempo e  $\alpha_L$  [L] a dispersividade.

Figura 2.3 – Pluma de contaminação para carga contaminante miscível



Fonte: O Autor (2015)

#### 2.1.4. Processos químicos e biológicos na zona vadosa

Diversos processos de transformações químicas e biológicas ocorrem na água durante sua percolação na zona vadosa, resultando na alteração da composição química original da água de recarga. A qualidade da água subterrânea depende da qualidade de suas águas de origem (TODD, 1980); assim, estudar os processos que provocam alterações na

composição iônica das águas de recarga, como reações de troca iônica, de precipitação/dissolução e de oxido-redução (TUFENKJI *et al.* 2002; SENS *et. al.* 2006), torna-se importante nesta pesquisa.

Dentre os constituintes solúveis presentes nas rochas sedimentares, Todd (1980) destaca que os íons sódio ( $\text{Na}^{2+}$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) e sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) são os comumente incorporados à água de infiltração; já os íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), cloreto ( $\text{Cl}^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) não se encontram muito disponíveis naturalmente, sendo suas principais fontes as águas servidas lançadas no solo que percolam na zona vadosa até atingirem o nível freático da água subterrânea. A seguir serão destacados os principais fatores que controlam a composição química da água subterrânea durante o processo de infiltração da água de recarga na zona vadosa.

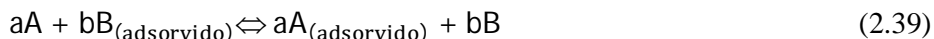
### Trocas iônicas

A troca iônica é o processo de reversibilidade que envolve trocas entre cátions e ânions na superfície de sólidos e líquidos (TINDALL; KUNKEL, 1999). Os íons envolvidos nessas trocas iônicas ligam-se à fase sólida eletrostaticamente ou por covalência e, em ambos os casos, esse tipo de ligação é denominada adsorção iônica (WUTKE; CAMARGO, 1975).

As partículas coloidais do solo apresentam a carga elétrica negativa. Todavia, isto não invalida a existência de coloides eletropositivos. As reações de troca iônica no solo são devidas, quase exclusivamente aos minerais de argila (partículas  $< 2 \mu\text{m}$ ), ao silte (partículas entre 2 e 20  $\mu\text{m}$ ) e aos coloides orgânicos (MENDONÇA, 2006).

A predominância da carga na superfície do material do solo é dependente do pH; em baixo pH as cargas positivas prevalecem, enquanto que em pH alto predominam as cargas negativas. Para pH intermediário, a carga média é neutra. Logo, a tendência de adsorção iônica de cátions ou de ânions depende do pH da solução (FREEZE; CHERRY, 1979).

O processo de troca iônica pode ser representado pelas seguintes reações de equilíbrio (PARKHURST; APPELO, 1999):



$$K_{A-B} = \frac{(a_{A_{(\text{adsorvido})}})^a (a_B)^b}{(a_A)^a (a_{B_{(\text{adsorvido})}})^b} \quad (2.40)$$

Onde, a e b [mol] são os números de moles, A e B são os íons trocáveis,  $K_{(A-B)}$  é a constante de complexação entre os íons A e B e  $a_{(x)}$  [mol/L] é a atividade da espécie x.

Um íon “A” adicionado ao solo poderá ou não efetuar trocas iônicas com as substâncias presentes no meio poroso; se ele realizar trocas, ocorrerá diminuição da sua concentração molar pelo deslocamento da reação de equilíbrio para o sentido da direita (Equação 2.39) liberando em solução o íon “B” inicialmente adsorvido. Caso contrário, não havendo tendência a trocas do íon “A” com o meio sólido, não haverá modificação nas condições de equilíbrio do sistema.

### Dissolução e precipitação de minerais

As reações de dissolução e precipitação de minerais ocorrem em função de mecanismos inversos, que são interdependentes, acontecendo normalmente de forma simultânea. Esses mecanismos podem ser descritos pelo princípio da Lei de Ação de Massas, uma lei com reações reversíveis e hoje utilizada em programas computacionais, com extensos bancos de dados termodinâmicos, para executar cálculos das atividades das várias espécies químicas. A dissolução de um mineral “AB” em componentes “A” e “B” ocorre de acordo com as Equações 2.41 e 2.42.



$$K_{ps} = \frac{(a_A)(a_B)}{(a_{AB})} \quad (2.42)$$

Onde,  $K_{ps}$  é a constante produto de solubilidade.

Com a atividade da fase sólida “AB” igual a um, a constante produto de solubilidade, também chamada de *ion-activity product* (IAP), pode ser expressa pela Equação 2.43.

$$K_{ps} = IAP = (a_A)(a_B) \quad (2.43)$$

Segundo Merkel *et al.* (2008), o IAP depende do mineral, do solvente, da pressão (ou da pressão parcial de certos gases), da temperatura, do pH, e dos íons previamente dissolvidos em água e em que grau estes já formaram complexos.

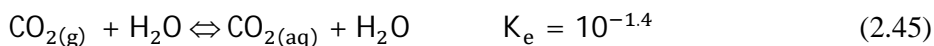
O logaritmo da razão entre o IAP e a constante de equilíbrio do mineral,  $K_e$ , é chamado de índice de saturação (IS). O IAP é obtido da transformação da concentração em atividade, considerando as condições dependentes anunciadas e o  $K_e$  do mineral é baseado em dados da literatura. O índice de saturação é expresso pela Equação 2.44.

$$IS = \log \frac{IAP}{K_e} \quad (2.44)$$

O índice de saturação, IS, indica se a solução está em equilíbrio, insaturada ou supersaturada em relação a uma fase sólida. Um valor de IS igual a 1, por exemplo, significa

uma supersaturação de 10 vezes; um valor de IS igual a -2 indica uma insaturação da solução de cem vezes em relação a uma determinada fase mineral. Na prática, o equilíbrio pode ser assumido para uma faixa entre -0,05 e 0,05. Se o valor de IS determinado for inferior a -0,05, a solução é classificada como insaturada no que diz respeito ao mineral correspondente, implicando na possibilidade de ocorrência de processos de dissolução; se IS é superior a 0,05, a água é supersaturada com respeito a este mineral. Merkel *et al.* (2008) ressaltam que soluções supersaturadas não implicam necessariamente em rápidos processos de precipitação, pois se a cinética de precipitação for lenta as soluções supersaturadas podem permanecer superconcentradas por um longo tempo.

O dióxido de carbono, CO<sub>2</sub>, pode ser produzido no solo por diferentes processos bioquímicos, entre eles Freeze e Cherry (1979) citam as reações químicas e bioquímicas envolvendo matéria orgânica, minerais e atividade microbiana, que promovem o surgimento de importantes reações na zona vadosa, como a dissolução do gás carbônico na água (Equação 2.45) e a interação do gás dissolvido com a água produzindo ácido carbônico (Equação 2.46). Esse aporte constante de ácido ao solo contribui para o aumento das taxas de dissolução dos minerais presentes no meio poroso.



#### Oxidação biológica de nitrogenados

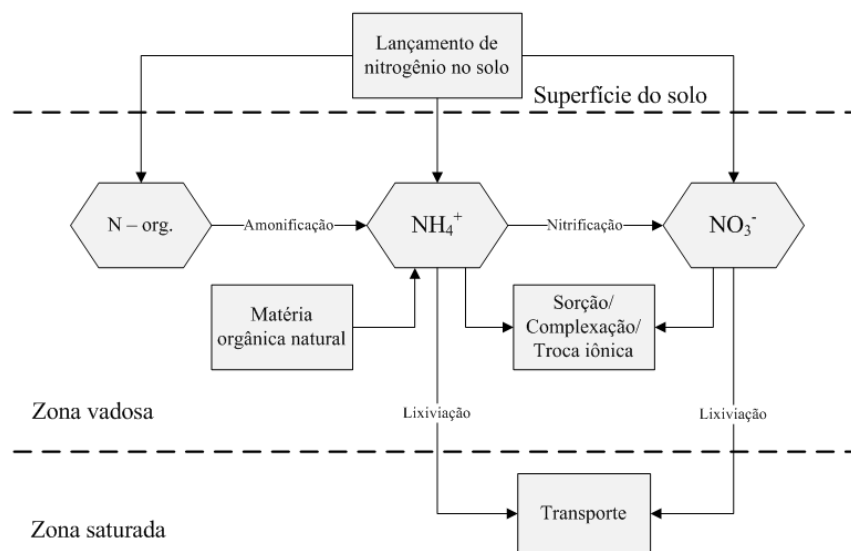
Do nitrogênio que chega aos horizontes superficiais do solo através da água residuária, grande parte está na forma orgânica (ureia, aminoácidos e outras substâncias do grupo amino), na forma amoniacal (NH<sub>3</sub> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e ocasionalmente há também a presença de nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Metcalf *et al.* (2003) citam que os esgotos sanitários apresentam normalmente quantidades de nitrogênio total entre 20 e 85 mg/L, dos quais até 35 mg/L podem representar apenas o nitrogênio orgânico e até 50 mg/L podem representar apenas o nitrogênio amoniacal. Devido à baixa concentração de oxigênio dissolvido nessas águas, os esgotos tornam-se praticamente desprovidos dos produtos de oxidação biológica, nitrito e nitrato.

Na bacia do riacho dos Macacos, os esgotos sanitários constituem a principal fonte de lançamentos de contaminantes para o aquífero (FRANCA *et al.* 2006; SANTOS *et al.* 2014). Esses esgotos possuem altas concentrações do íon cloreto, nitrogênio orgânico e



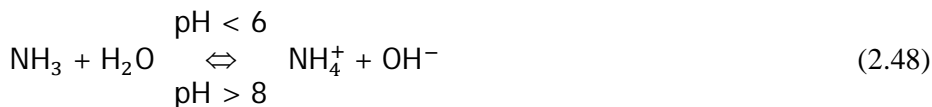
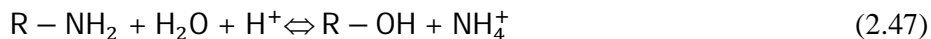
nitrogênio amoniacal, o qual pode ser oxidado por processos biológicos durante a lixiviação na zona vadosa até nitrato. Assim, o nitrogênio lançado no solo é susceptível a diversos processos de transformação bioquímica podendo atingir o produto final da oxidação na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), conforme apresentado de forma resumida na Figura 2.4.

Figura 2.4 – Processo de lixiviação de compostos nitrogenados para a água subterrânea



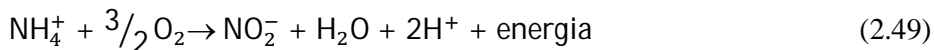
Fonte: O Autor (2015)

Na mineralização, o nitrogênio orgânico ( $\text{R-NH}_2$ ) é convertido em nitrogênio amoniacal, através do metabolismo de microrganismos que possuem a enzima urease, responsável pela hidrólise da ureia (Equação 2.47). Em pH perto de neutro ou ácido, haverá a predominância da formação de nitrogênio amoniacal em sua forma ionizada, amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) (Equação 2.48).



A nitrificação é conhecida como a oxidação biológica do amônio, e tem como produto intermediário o nitrito e produto final o nitrato, a partir da ação de microrganismos específicos. Esses microrganismos agem somente na presença de oxigênio dissolvido; ou seja, são bactérias aeróbias obrigatórias, e extraem seus carbonos do  $\text{CO}_2$  ou carbonatos e suas energias da oxidação de amônia ou nitrito.

No início, as bactérias do gênero *Nitrossomonas* agem oxidando o amônio em nitrito (Equação 2.49) e posteriormente as bactérias do gênero *Nitrobacter* agem oxidando o nitrito em nitrato (Equação 2.50). A reação global do processo de nitrificação sem acúmulo de nitrito é apresentada na Equação 2.51.



Devido à predominância de cargas elétricas negativas das partículas coloidais do solo, o ânion nitrato uma vez produzido passa a ter grande mobilidade, podendo facilmente percolar no solo sem retardo (COSTA *et al.* 1999; MANOEL FILHO, 2000; MANTOVANI *et al.* 2005) e em áreas com fluxo vertical descendente, o nitrato pode atingir grandes profundidades (MENDONÇA, 2001). Rocha *et al.* (2008) determinaram para solos arenos-argilosos valores de  $K_d$  de 0,034, com respectivo valor de  $R$  de 1,091, valores que asseguram alta mobilidade do nitrato no solo.

Outras rotas de transformação biológica do nitrogênio que podem causar a diminuição da produção do nitrato lixiviado para as águas subterrâneas também são possíveis. Como exemplos, a assimilação de nitrato e amônio pelas plantas, onde o amônio formado no processo de redução do nitrato é transferido a compostos carbonados para produzir aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, a desnitrificação que é a redução biológica do nitrato a nitrogênio molecular, tendo-se material orgânico como redutor e o processo ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) que é a oxidação anaeróbia do amônio, onde ele é convertido a nitrogênio gasoso por bactérias oxidadoras anaeróbias com o nitrito atuando como aceptor de elétrons, sob condições anóxicas.

### 2.1.5. Fluxo hídrico na zona saturada e solução numérica

A aplicação da lei básica de Darcy para o fluxo em meio poroso, apresentada na Equação 2.1, juntamente com o princípio da conservação de massa, descreve o movimento conservativo da água subterrânea através da seguinte equação diferencial parcial (FREEZE E CHERRY, 1979):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.52)$$

Onde,  $K_x$ ,  $K_y$  e  $K_z$  [ $\text{LT}^{-1}$ ] são as condutividades hidráulicas nas direções  $x$ ,  $y$  e  $z$ , respectivamente.

A Equação 2.52 é aplicada sob as condições de regime transiente de escoamento tridimensional, em um aquífero heterogêneo e anisotrópico. Para fluxo em estado estacionário, a Equação 2.52 é simplificada para:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = 0 \quad (2.53)$$

Para o caso específico de um aquífero confinado horizontalmente e com espessura saturada,  $b$ , o fluxo bidimensional prevalece. Para essa situação e admitindo condições de homogeneidade, isotropia e regime permanente de escoamento no aquífero, a Equação 2.53 é simplificada na seguinte expressão conhecida como equação de Laplace:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = 0 \quad (2.54)$$

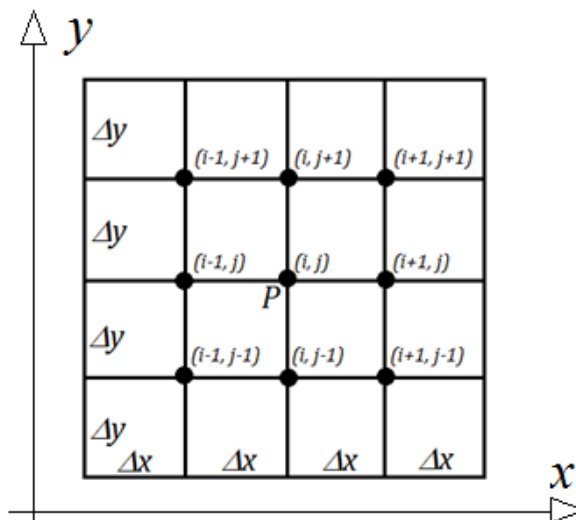
As análises das equações de fluxo apresentadas (Equações 2.52, 2.53 e 2.54) são geralmente feitas através de soluções numéricas, pelo fato da dificuldade de obter soluções analíticas sem que haja uma simplificação do problema, além de que tornariam, muitas vezes, impraticáveis pela quantidade de equações a serem resolvidas. Nesse sentido, os bons modelos matemáticos para fluxo hídrico subterrâneo buscam aprimorar a descrição conceitual do problema e produzir soluções numéricas aproximadas para a situação real representada.

Entre os métodos numéricos mais utilizados, destaca-se o método de diferenças finitas, que requer a discretização do domínio do modelo em uma malha e consiste em substituir uma equação diferencial por uma série de equações algébricas que são válidas apenas para pontos discretos (RUGGIERO; LOPES, 1997). O método de diferenças finitas foi utilizado nesta pesquisa através dos *softwares* PHREEQC *interactive* e *Visual MODFLOW Classic*.

Para demonstrar o método, considerou-se um fluxo bidimensional em regime permanente, em um meio homogêneo e isotrópico, conforme a equação de Laplace (Equação 2.54).

Seja uma região discretizada pela malha retangular, conforme Figura 2.5, onde cada célula possui dimensões  $\Delta x$  e  $\Delta y$ . O ponto em estudo,  $P$ , está localizado na posição  $(i,j)$ , de modo que o valor de sua carga hidráulica,  $h$ , é definida como  $h_{i,j}$ .

Figura 2.5 – Malha discretizada



Fonte: O Autor (2015)

Ao longo de uma linha horizontal,  $y = \text{constante}$ , um contorno de carga possui a seguinte sucessão:  $h_{i-1,j}$ ,  $h_{i,j}$  e  $h_{i+1,j}$ . Na diferença progressiva, a derivada é calculada no ponto em estudo,  $P$ , e um ponto à frente (Equação 2.55); na diferença regressiva, a derivada é calculada no ponto em estudo,  $P$ , e um ponto atrás (Equação 2.56); a diferença central é calculada no ponto na metade do intervalo a frente e na metade no intervalo atrás (Equação 2.57).

$$\frac{\partial h}{\partial x} = \frac{h_{i+1,j} - h_{i,j}}{\Delta x} \quad (2.55)$$

$$\frac{\partial h}{\partial x} = \frac{h_{i,j} - h_{i-1,j}}{\Delta x} \quad (2.56)$$

$$\frac{\partial h}{\partial x} = \frac{h_{i+\frac{1}{2},j} - h_{i-\frac{1}{2},j}}{\Delta x} \quad (2.57)$$

Utilizando a diferença central apresentada na Equação 2.57, a segunda derivada da carga hidráulica na direção  $x$  é:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = \frac{h_{i-1,j} - 2h_{i,j} + h_{i+1,j}}{(\Delta x)^2} \quad (2.58)$$

Assim, na direção  $y$ , a segunda derivada da carga hidráulica é:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = \frac{h_{i,j-1} - 2h_{i,j} + h_{i,j+1}}{(\Delta y)^2} \quad (2.59)$$

Substituindo as Equações 2.58 e 2.59 na Equação 2.54 e considerando  $\Delta x = \Delta y$ , tem-se:

$$h_{i,j} = \frac{1}{4} (h_{i+1,j} + h_{i-1,j} + h_{i,j+1} + h_{i,j-1}) \quad (2.60)$$

Através da Equação 2.60 verifica-se que a carga hidráulica desconhecida  $h_{i,j}$ , do ponto de estudo,  $P$ , é calculada através da média aritmética das cargas hidráulicas dos quatro pontos vizinhos. Em cada nó da malha, origina-se um sistema de equações algébricas solucionáveis através de matrizes sendo, para isso, necessária a definição de condições de contorno para que o sistema seja avaliado.

## 2.2. Síntese de Trabalhos Publicados

### 2.2.1. Contextualização histórica e pesquisas na região

Até por volta de 1959, com a criação da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), a única agência governamental federal executora de obras de engenharia na região e fomentadora de pesquisa era o Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS), que foi criado em 1945.

Com a SUDENE, estudos sobre águas subterrâneas foram realizados no Nordeste brasileiro de forma mais especializada a partir de 1960, como o Projeto Inventário Hidrogeológico Básico do Nordeste o qual resultou em importantes trabalhos, que são referências até os dias de hoje. Muitos desses trabalhos foram realizados em convênio com outros órgãos públicos federais, como o Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) e a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

Em 1962, foi criado o Grupo de Estudos do Vale do Jaguaribe (GEVJ), com a tarefa de realizar um estudo geral das águas subterrâneas em torno das três bacias sedimentares, do Alto, Médio e Baixo Jaguaribe. Dentre esses importantes trabalhos realizados que envolveram a região do cariri cearense, destacam-se as pesquisas de Gaspary e Anjos (1964), que realizaram um estudo hidrogeológico na cidade de Juazeiro do Norte, o estudo de Albuquerque (1970) que realizou alguns testes de bombeamento em poços dessa região, determinando os parâmetros de condutividade hidráulica, transmissividade e coeficiente de armazenamento do aquífero, Cruz e França (1970) que realizaram estudos da hidrodinâmica dos diversos sistemas aquíferos da região e dos aspectos hidroquímicos na caracterização da qualidade das águas subterrâneas para o consumo humano e irrigação, onde constataram que as águas podiam ser usadas em ambos os casos sem restrição e Rebouças e

Gaspary (1971) que estimaram uma vazão natural dos aquíferos em  $40.10^6$  m<sup>3</sup>/ano, tendo como principais exutórios os rios que drenam a região.

Em 1976, a Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) iniciou um estudo para promover a captação de água subterrânea no município de Juazeiro do Norte. No estudo, a empresa Consultoria em Recursos Naturais – PLANAT e a perfuradora de poços CORNER prospectaram e perfuraram entre junho e setembro desse mesmo ano ao longo da zona aluvial do riacho dos Macacos sete poços (PT 01, PT 02, PT 03, PT 04, PT 05, PT 06 e PT 07) que ficou conhecida como a primeira bateria de poços do sistema de abastecimento público da CAGECE.

Em 1984, com o aumento da demanda de água no município Juazeiro do Norte, a empresa PLANAT foi novamente contratada pela CAGECE para realizar novos estudos para viabilizarem a perfuração de novos poços no município. A perfuradora CORNER novamente começou a fazer novas perfurações a partir de 1985, onde foram concluídos os poços PT 08, PT 09, PT 10, PT 11, PT 12, PT 13, PT 14, PT 15, PT 16 e PT 17, totalizando 17 poços instalados com capacidade de bombeamento de aproximadamente 2000 m<sup>3</sup>/h.

Já no final da década de 80 e principalmente a partir dos anos 90, pesquisas envolvendo modelagens matemáticas de fluxo e estudos isotópicos e hidroquímicos se intensificaram na área dos poços de Juazeiro do Norte e em toda a região do Cariri com a finalidade de avaliarem os riscos que pesam nos recursos hídricos subterrâneos em termos de quantidade e qualidade. Dentre essas importantes pesquisas, muitas foram desenvolvidas por pesquisadores dos departamentos de Hidráulica e de Física da Universidade Federal do Ceará, sendo algumas dessas apresentadas a seguir.

Um dos primeiros estudos na área dos poços de Juazeiro do Norte foi o de Santiago *et al.* (1988) que realizaram medidas hidroquímicas para quantificar a concentração dos íons mais abundantes e medidas de percentagem de carbono moderno nos poços PT 02, PT 08 e PT 09. Os resultados da pesquisa mostraram que os poços PT 02 e PT 09 apresentaram altos percentuais de carbono moderno, sendo mais sensíveis aos processos de recarga que são segundo os autores determinantes para a concentração de sais nesses poços. Já o poço PT 08 apresentou baixos valores de percentuais de carbono moderno (36,1%), indicando águas mais velhas, e altos valores de condutividade elétrica por conta da dissolução de sais no aquífero devido ao grande tempo de residência.

Silva (1992) realizou um estudo da dinâmica de água subterrânea no Cariri com base em dados de trício e verificou a existência de conectividade entre os aquíferos médio e inferior presentes na região do Cariri.

Mendonça (1996), que em seu trabalho de mestrado realizou uma modelagem matemática, química e isotópica na área da primeira bateria de poços da CAGECE, onde observou através de medidas isotópicas a mistura entre águas dos sistemas aquíferos Rio da Batateira e Missão Velha. O autor também verificou que em anos de baixa pluviosidade, a pequena recarga pode acarretar em um cone de depressão, ao redor dos poços, capaz de provocar o colapso na produção, e por outro lado uma recarga rápida em anos de alta pluviosidade pode causar a entrada de poluentes no aquífero.

Através de medidas isotópicas de carbono-13, carbono-14, oxigênio-18, trício e deutério, Silva (1996) realizou um estudo da dinâmica das águas do Vale do Cariri e elaborou um modelo fenomenológico para a circulação da água, de modo a identificar tipos distintos de captação de água no aquífero. Com as medidas de carbono-13, a autora evidenciou que parte da recarga no Vale do Cariri decorria da infiltração direta das águas pluviais, sendo essas infiltrações rápidas em anos de intensas chuvas, e outra pequena parcela das infiltrações profundas originadas do alto da chapada do Araripe, e que os aluviões eram responsáveis por importante contribuição na recarga do aquífero.

Leite (1997) estudou os processos de salinização da água subterrânea armazenada em meio poroso e em meio fraturado no Vale do Cariri e verificou que a maior mobilidade da água no aquífero poroso favorece a lixiviação e a remoção de sais nesse aquífero.

Em um estudo sobre a importância das águas subterrâneas para o desenvolvimento da região CRAJUBAR, que envolve os municípios de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha, Veríssimo (1999) concluiu que as águas subterrâneas da região são em geral boas, sendo predominantemente bicarbonatadas magnesianas, no entanto, foram detectados poços com presença significativa de bactérias do tipo *Escherichia coli* e *Klebsiella Sp*, sendo basicamente oriundas da infiltração direta de águas servidas de fossas sépticas ou de córregos, rios e lagos que recebem lançamentos de esgoto por falta de rede coletora.

Franca (2004) realizou um diagnóstico sanitário das águas do riacho dos Macacos e da primeira bateria de poços da CAGECE em Juazeiro do Norte, onde a autora verificou que a qualidade química das águas de alguns poços apresentou altas concentrações de nitrato e cloreto tendo, portanto, indícios de poluição por esgotos domésticos. O riacho dos Macacos apresentou em todas as análises realizadas pela autora concentrações de coliformes totais e fecais maiores que a quantificável pelo método Colilert, de modo que ficou evidente a contaminação do riacho por esgotos domésticos, constituindo-se assim como a principal fonte de bactérias e contaminantes para o aquífero.

Santos (2004), tomando como base algumas medidas hidroquímicas e bacteriológicas realizadas por Franca (2004), simulou o transporte advectivo de íons de cloreto presentes na composição química das águas do riacho dos Macacos para o aquífero rio da Batateira. O autor conclui assim como Franca (2004) que o riacho dos Macacos constituía o elo principal na conexão entre as águas superficiais, poluídas, e as águas subterrâneas e que era a principal entrada de contaminação das águas subterrâneas, funcionando como fonte persistente e contínua de poluição das águas do aquífero.

Lopes (2004) estudou a qualidade das águas subterrâneas no Vale do Cariri e fez medidas hidroquímicas dos íons mais abundantes nas águas dos 17 poços da CAGECE usados para abastecimento público em Juazeiro do Norte. O autor identificou concentrações de nitrato acima do permitido pela legislação vigente nos poços PT 02 e PT 03, enquanto que nos outros poços as concentrações de nitrato eram baixas.

Obtendo resultados semelhantes a Silva (1996), Machado (2005), através de uma modelagem geoquímica e de fluxos entre os sistemas aquíferos da bacia sedimentar do Araripe, verificou, dentre alguns de seus resultados, que a maior quantidade de água que flui no aquífero rio da Batateira é proveniente de recarga no próprio Vale do Cariri.

Modelagens matemáticas no Vale do Cariri foram desenvolvidas por Souza (2007) com a finalidade de caracterizar o comportamento do fluxo hídrico subterrâneo na região, onde o autor nesta pesquisa determinou por meio de balanço hídrico uma recarga em Juazeiro do Norte de 108,7 mm/ano.

### *2.2.2. Estudos de modelagem de transporte de contaminantes em aquíferos*

A contaminação das águas subterrâneas através da infiltração de contaminantes lançados nos solos e nos corpos hídricos é um problema observado em todo o mundo, que compromete a qualidade da água subterrânea em seus diferentes usos. Deste modo, muitos pesquisadores no Brasil e no mundo vêm desenvolvendo pesquisas de transporte de contaminantes em zonas vadosa e saturada para compreenderem essa dinâmica de transporte e transformação de contaminantes.

Através de diferentes técnicas e ferramentas, essas pesquisas buscam especialmente avaliar riscos ambientais, simular cenários de evolução da contaminação e proporem medidas de remediação ou mitigadoras para esses aquíferos contaminados. Alguns estudos, com diferentes níveis de complexidade, têm sido desenvolvidos para simularem o transporte de compostos nitrogenados em solos não saturados e saturados.



Dentre as pesquisas que elaboraram códigos computacionais para modelar o transporte de nitrogenados em zona vadosa, Miranda e Duarte (2002) desenvolveram e avaliaram um modelo computacional para a simulação da dinâmica do nitrato em colunas verticais de solo, onde verificaram a tendência de movimentação unidirecional do nitrato em solos não saturados, e Rocha *et al.* (2008) desenvolveram e utilizaram o modelo SIMASS-C para simular os processos de mineralização e nitrificação do nitrogênio e concluíram que as reações biológicas são favorecidas quando a temperatura e umidade do solo são elevadas.

Estudos com observação da lixiviação de compostos nitrogenados no solo foram realizados por Araújo *et al.* (2004) que observaram a movimentação dos íons nitrato e amônio em colunas de solos muito argilosos e identificaram que a lixiviação de nitrato e de amônio nesse tipo de solo é uma realidade.

Modelagens de transporte reativo de nitrogênio partir da zona vadosa simulados pelo *software* PHREEQC (MIOTLINSKI, 2008; KAO *et al.* 2011; AVTAR *et al.* 2013) e modelagens de transporte de nitrato em aquíferos através de modelos numéricos solucionados por diferenças finitas com o *software* MODFLOW e outros programas a ele acoplados, como MT3D e MODPATH, (MOLÉNAT; GASCUEL-ODOUX, 2002; LEE *et al.* 2006; WRIEDT; RODE, 2006; ALMASRI; KALUARACHCHI, 2007, YOSHIMOTO *et al.* 2013; BAILEY; GATES; AHMADI, 2014), são exemplos de pesquisas realizadas nos últimos anos. Algumas dessas pesquisas foram usadas como referência para essa pesquisa e alguns dos seus resultados são apresentados a seguir.

Molénat e Gascuel-Odoux (2002) realizaram uma modelagem do transporte de nitrato em águas subterrâneas a partir da lixiviação de compostos nitrogenados, para avaliarem a consequente evolução da qualidade da água. Com um modelo bidimensional de fluxo, os autores usaram o MODFLOW para simularem a distribuição de cargas no aquífero, e o MT3D para simularem o transporte de nitrato. O MODPATH também foi utilizado para analisar trajetórias do escoamento. Nas simulações foram avaliados seis cenários de mudanças de lixiviação, entre eles, modificaram a concentração de entrada de nitrato e mudança na distribuição espacial da carga contaminante. Entre os resultados, verificaram que o nitrato pode viajar no aquífero desde alguns dias até três anos e que somente uma diminuição significativa da concentração de nitrato lixiviado pode provocar uma diminuição nas concentrações observadas na água subterrânea.

Almasri e Kaluarachchi (2007), baseados em algumas equações empíricas, estimaram a carga de nitrato proveniente de fertilizantes que era lixiviada para a água

subterrânea, e a partir disso desenvolveram um modelo conceitual que integrasse o nitrogênio lixiviado com o fluxo hídrico subterrâneo, para chegarem às concentrações de nitrato observadas nos poços ao redor da área. Na modelagem utilizaram o MODFLOW para realizarem a modelagem do comportamento hidrodinâmico do aquífero e o pacote MT3D na simulação do transporte de nitrato no aquífero. Os autores concluíram que era importante definir com precisão a cinética do nitrogênio no solo e que a desnitrificação em águas subterrâneas pode ter impactos importantes na concentração de nitrato na água subterrânea, mas que esse processo varia ponto a ponto em um aquífero.

Yoshimoto *et al.* (2013) desenvolveram um modelo numérico para nitratos em águas subterrâneas, descrevendo os cálculos físicos e transformações químicas da água e do nitrogênio do solo até o aquífero, e usaram o modelo desenvolvido para avaliarem cenários de mudanças de nitrato a longo prazo nas águas subterrâneas. Os resultados da pesquisa mostraram que uma diminuição nas taxas de precipitação em torno da área estudada pode aumentar as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas da região.

### 2.2.3. Estudos com análises estatísticas de agrupamento hierárquico

As análises estatísticas multivariadas são ferramentas poderosas na manipulação de dados com muitas variáveis, facilitando a interpretação das informações devido a uma redução no número de variáveis, fazendo com que o fenômeno sob estudo seja representado da maneira mais simples possível, sem sacrificar informações valiosas (FERREIRA, 1996).

Landim (2002) cita que é comum a aplicação da estatística multivariada em análises geoquímicas de elementos maiores e/ou elementos traços, caracteres morfológicos medidos em fósseis, características físicas de rochas sedimentares (distribuição granulométrica, porosidade, permeabilidade), conteúdo mineralógico em rochas e variáveis fluviais (descarga, material em suspensão, profundidade, sólidos dissolvidos, pH e conteúdo em oxigênio etc.).

Como um método de classificação, a análise de agrupamento hierárquico aglomerativo tem sido amplamente utilizada em geologia e em prospecção geoquímica (BOCHANG; XUEJING, 1985), desta forma, muitos trabalhos, usando as técnicas estatísticas multivariadas de agrupamento foram desenvolvidos nas áreas geológica e hidrogeológica. A seguir, estão apresentados alguns estudos que auxiliaram as análises de agrupamento hierárquico desse estudo.

Hussain *et al.* (2008) examinando a qualidade da água para irrigação de uma área ao leste da Arábia Saudita, classificaram 17 amostras de água em três classes distintas,

utilizando 23 parâmetros hidroquímicos. Os resultados dessa pesquisa mostraram que na épocas com maiores demandas de irrigação, a contaminação no aquífero é mais grave.

Dados hidroquímicos de 17 pontos de coletas de águas em uma região costeira de Mumbai, Índia, foram utilizados por Kamble e Vijay (2011), que classificaram, através de agrupamento hierárquico, as águas em três classes de poluição, sendo essas consideradas pouco, moderadamente e altamente poluídas. Os autores identificaram que a causa para a diminuição do poder recreativo das águas costeiras eram os lançamentos difusos de esgotos e águas residuárias nas proximidades.

Arslan (2013) classificou em sua pesquisa as águas subterrâneas de uma área de planície ao norte da Turquia, que sofre com problema de intrusão marinha, em três classes distintas sendo: água doce, água em processo de salinização e água salinizada.

Boyacıoglu *et al.* (2013) agruparam os dados hidroquímicos de 22 amostras de águas dividindo-as em três grupos: orgânicas, inorgânicas e metais pesados. No que tange a qualidade de água, o agrupamento hierárquico mostrou que a poluição orgânica era a maior ameaça para a qualidade da água da região.

### 3. ÁREA DE ESTUDO

---

#### 3.1. Localização e Descrição Geográfica

Criado em 1911, o município de Juazeiro do Norte localiza-se ao sul do Estado do Ceará, com sede municipal na posição geográfica 7° 12' 47" de latitude ao sul e 39° 18' 55" de longitude ao oeste. O município limita-se ao norte com o município de Caririáçu, ao sul com os municípios de Barbalha, Crato e Missão Velha, ao leste com Caririáçu e Missão Velha e ao oeste com o Crato. Compreende uma área de aproximadamente 250 km<sup>2</sup>, equivalendo a 0,17% do território do Estado do Ceará, com altitude média de 377 metros e distante em linha reta 396 km da capital cearense, Fortaleza.

O município tem aproximadamente 250 mil habitantes, sendo aproximadamente 96% desta população localizada em área urbana (IBGE, 2010).

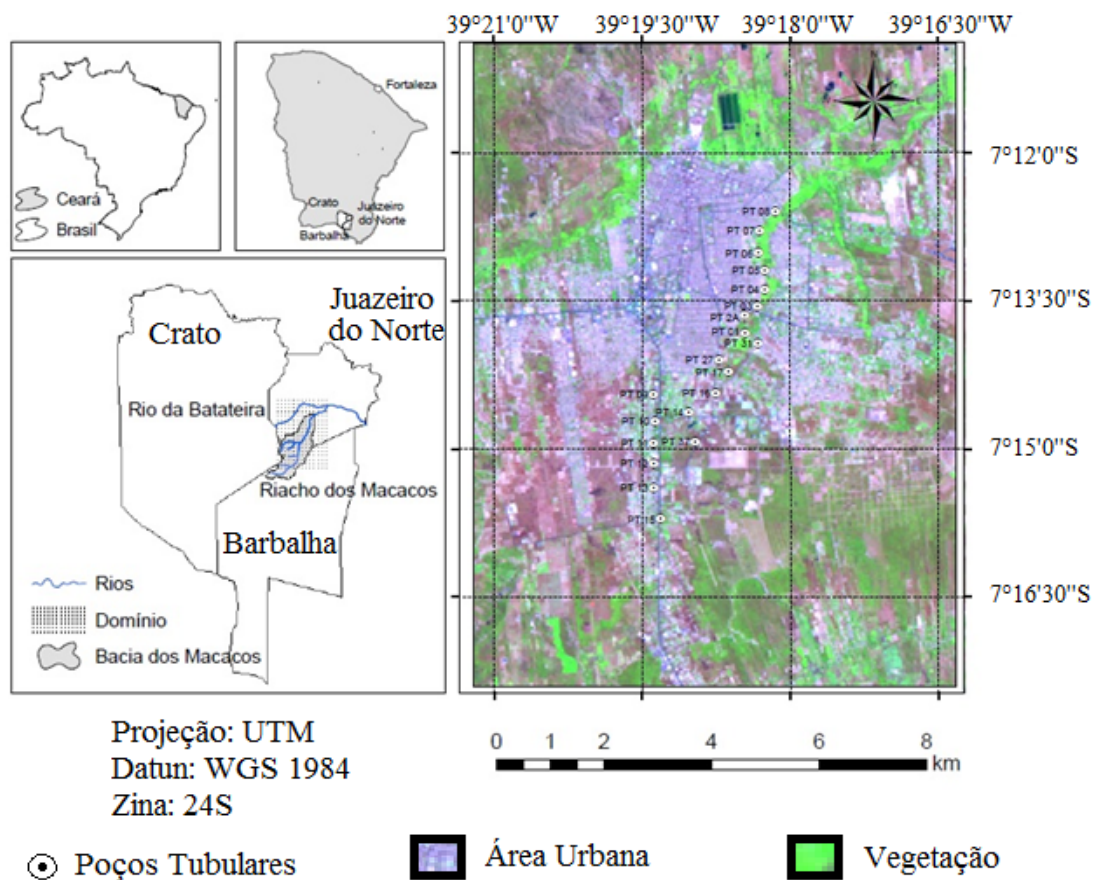
A bacia hidrográfica do riacho dos Macacos localiza-se ao sul do município de Juazeiro do Norte e estende-se por aproximadamente quinze quilômetros de comprimento até os municípios de Crato e Barbalha; está localizada em uma área de planície, o Vale do Cariri, que detém uma das mais importantes reservas de água subterrânea do Estado do Ceará.

A área desta pesquisa compreende 1) o município de Juazeiro do Norte, para análise qualitativa dos recursos hídricos presentes no município, e 2) o domínio do modelo, para simulações de fluxo hídrico subterrâneo, cuja área compreende uma região com fronteiras afastadas dos poços utilizados no abastecimento público municipal.

Os poços localizados na região de domínio do modelo possuem vazão média de 30 a 150 m<sup>3</sup>/h com zonas de saturação variando entre 80 e 190 metros de profundidade (CAGECE, 1976, 1988, 2012). Ao norte do domínio do modelo, está localizado o rio da Batateira que é alimentado por uma nascente perene, de mesmo nome, na encosta nordeste da Chapada do Araripe, no município do Crato.

A Figura 3.1 identifica a posição geográfica do município de Juazeiro do Norte, e a área hachurada referente ao domínio do modelo, que está ampliada e exibida por uma imagem de satélite com a localização dos poços utilizados no abastecimento público municipal.

Figura 3.1 – Posicionamento da área de estudo em relação à bacia hidrográfica do riacho dos Macacos e aos municípios circunvizinhos.



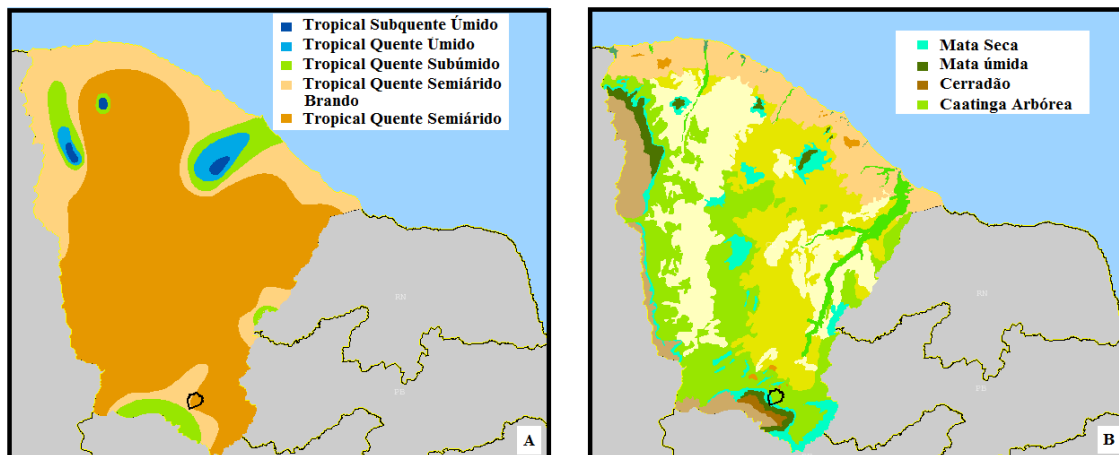
Fonte: O Autor (2015)

### 3.2. Clima

O clima predominante da área é o Tropical Quente Semiárido, típico da região central do Nordeste (Figura 3.2 A), caracterizado pela insuficiência de precipitações, com extrema irregularidade quanto à sua distribuição temporal. Na Região Semiárida, as chuvas anuais vão de um mínimo de 400 mm a um máximo de 800 mm ao ano, havendo, em alguns casos, áreas situadas nas isoietas de 1.000 mm, como acontece em pequenas faixas do litoral do Estado do Ceará, conhecidas como Caatinga Litorânea (MIN, 2005).

A área de estudo é caracterizada pela existência de duas estações bem diferenciadas: o período chuvoso (de janeiro a junho) e o período seco (de julho a dezembro). A bacia do riacho dos Macacos encontra-se numa região cujas precipitações médias são de 950 mm/ano (dados da FUNCEME no período de 2011 a 2014) e temperatura média anual entre 24 °C e 26 °C (IPECE, 2015), típicas do semiárido nordestino.

Figura 3.2 – Município de Juazeiro do Norte em relação aos tipos climáticos (A) e às unidades fitoecológicas (B), do Estado do Ceará.



Fonte: Mapas interativos (IPECE, 2015)

Na Figura 3.3, estão apresentadas as precipitações pluviométricas mensais nos anos de 2011 a 2014 no município de Juazeiro do Norte, onde o período chuvoso inicia geralmente no mês de janeiro com pequenos índices de precipitações. No entanto, o ano de 2011 teve uma média atípica para janeiro, onde as precipitações observadas nesse mês chegaram a 30% do total precipitado no ano. Duque (1973) observou que essa irregularidade na distribuição das chuvas é característica da região. A intensidade das chuvas extremamente variável é insuficiente para compensar a elevada evapotranspiração potencial de mais de 1.400 mm anuais, resultando num déficit pluviométrico anual médio em torno de 500 mm.

No Estado do Ceará, a circulação atmosférica sofre a influência de dois principais sistemas meteorológicos: os ventos Alísios e a Convergência Intertropical.

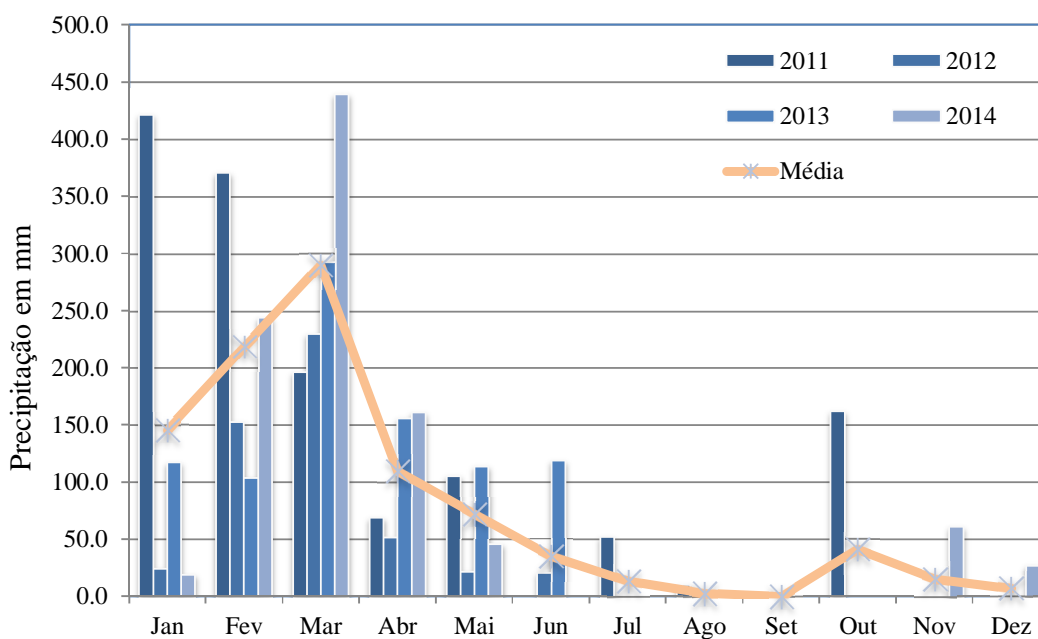
Os Alísios são o sistema mais atuante na região do Ceará, explicando assim a tendência para a aridez já que a sua dinâmica favorece poucas chuvas.

O sistema de Convergência Intertropical causa chuvas de verão-outono caracterizadas por serem precipitações pesadas e acompanhadas por trovoadas estendendo-se do litoral para o sertão.

As precipitações pluviométricas nessa área são na maioria de caráter convectivo, característico das regiões tropicais, apresentando grande variabilidade temporal e espacial. As precipitações associadas à zona de convergência intertropical (ZCIT) atuam em todo estado do Ceará, e um dos fatores mais importantes para determinar a qualidade da estação chuvosa sobre o estado é a posição latitudinal da ZCIT sobre o Atlântico ocidental próximo à costa da América do Sul (NOBRE, 1994).

A migração sazonal da ZCIT normalmente oscila entre aproximadamente 14° N durante agosto-setembro e 2° S em março-abril. Em anos de seca, a ZCIT normalmente permanece ao norte do equador, portanto não atingindo o Estado do Ceará. Nessas ocasiões, o estado do Ceará permanece ao sul da ZCIT, numa região de ar descendente que inibe a formação de nuvens e precipitação. Já em anos muito chuvosos, a ZCIT se desloca até aproximadamente 5° S, ficando sobre o Estado do Ceará, onde permanece até meados de maio (NOBRE, 1994).

Figura 3.3 – Precipitação pluviométrica mensal e anual no período de 2011 a 2014, no município de Juazeiro do Norte – CE.



Fonte: FUNCEME (2015)

### 3.3. Vegetação, Relevo e Solo

A vegetação presente em quase todo município é a caatinga arbórea (Figura 3.2 B), presente também em todo Nordeste seco. A caatinga é um conjunto de árvores e arbustos espontâneos, densos, baixos, secos, retorcidos, leitosos, de aspecto seco, cheia de espinhos, de folhas pequenas e caducas (DUQUE, 2001), caracterizada pela presença de cactos.

No sertão nordestino, o relevo é de formas suaves, pouco dissecadas, pertencentes à superfície aplainada conhecida por Depressão Sertaneja. Destacam-se sobre o nível dessa superfície, serras e serrotes que chegam a atingir cotas próximas dos 700 metros (CPRM,

1998). Os dois principais tipos de solos encontrados na região são os solos aluviais e podzólico vermelho-amarelo (IPECE, 2015).

Os solos aluviais são pouco desenvolvidos, que se formam pela deposição recente de sedimentos trazidos por um ou mais cursos d'água, apresentado granulometria variável, e constituída de argila, areia e silte. São solos aproveitáveis em diversas culturas, destacando-se a cana-de-açúcar, arroz, milho, feijão, algodão, fruticultura regional, além de serem aproveitadas para a pecuária (JACOMINE; ALMEIDA; MEDEIROS, 1973).

Os solos podzólicos ou argissolos vermelhos-amarelos são classificados como solos de bons a regulares para lavoura, com boa fertilidade, recomendando-se cuidados com a erosão em área de relevo ondulado a fortemente ondulado; são adequados para cultivo de café, milho, cacau, arroz, mandioca e feijão (JACOMINE; ALMEIDA; MEDEIROS, 1973).

#### 3.4. Litoestratigrafia

O município de Juazeiro do Norte tem área urbana na sua totalidade inserida na Formação Rio da Batateira, que possui alto potencial hidrogeológico e a qual hospeda a água subterrânea objeto de estudo desta pesquisa.

Esta Formação apresenta um quadro litoestratigráfico complexo, com predominância de camadas de arenito de granulometria média a fina, camadas de argilas amareladas e acinzentadas, com siltitos e folhetos bem estratificados na sua base. Os minerais presentes no solo da Formação Rio da Batateira indicam a predominância de quartos, feldspatos potássicos e micas provenientes dos arenitos e a presença significativa de íons metálicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Na}^+$ ) adsorvidos principalmente nas argilas e arenitos argilosos no terreno aluvial.

#### 3.5. Domínios Hidrogeológicos

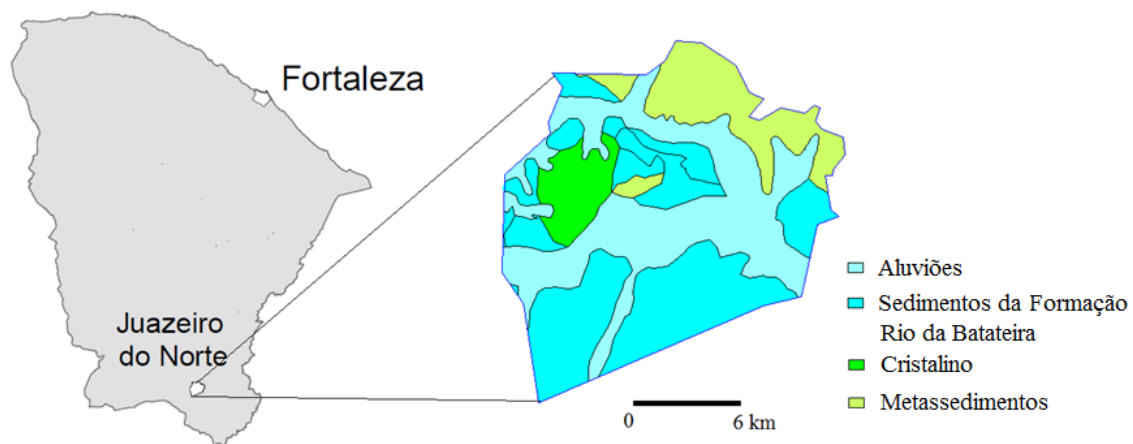
O município de Juazeiro do Norte possui quatro domínios hidrogeológicos distintos: rochas cristalinas ao noroeste e metassedimentos ao norte com baixos potenciais hidrogeológicos, os depósitos aluviais e sedimentos da Formação Rio da Batateira com altos potenciais hidrogeológicos (Figura 3.4).

Os depósitos aluviais, proeminentes na região, são representados por sedimentos areno-argilosos recentes, que ocorrem margeando as calhas dos principais rios e riachos que drenam a região. Já os sedimentos da Formação Rio da Batateira são constituídos por camadas alternadas de arenitos, argilitos e siltitos com espessura total de até 200 m. Nesses dois domínios são explorados, através de 60 poços tubulares, todo o recurso hídrico necessário para o



abastecimento municipal, estando presentes 17 destes poços apenas na área aluvial do riacho dos Macacos.

Figura 3.4 – Domínios hidrogeológicos em Juazeiro do Norte – CE.

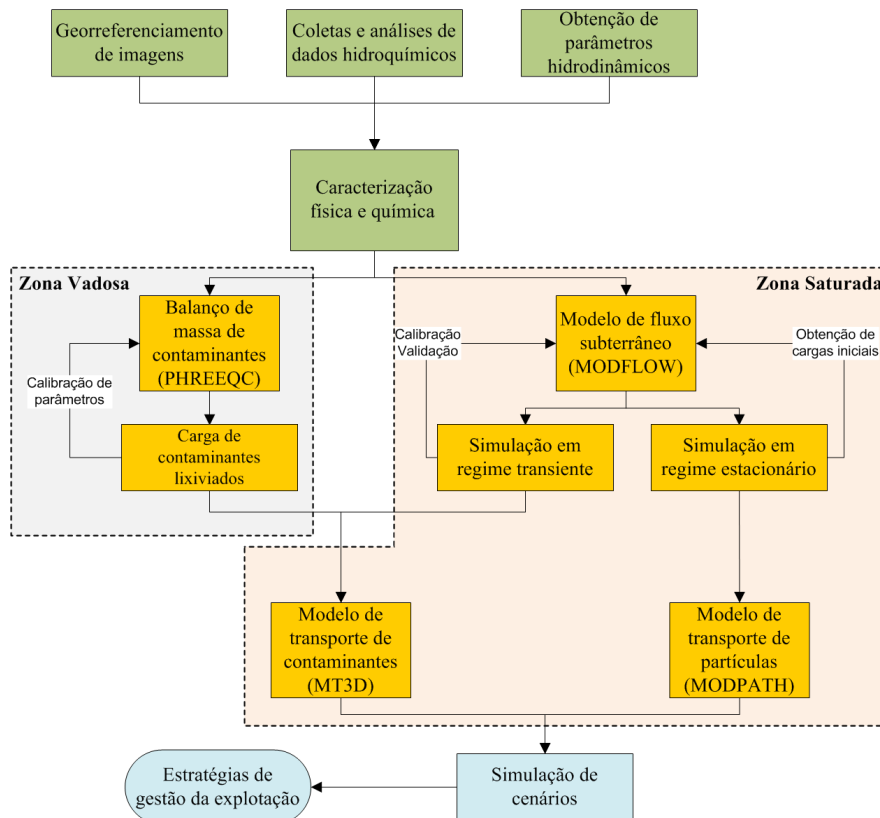


Fonte: Modificado de CPRM (2015)

## 4. METODOLOGIA

O conteúdo apresentado nesse capítulo engloba os procedimentos de coleta e análise de dados hidroquímicos e hidrodinâmicos e as técnicas computacionais aplicadas nesta pesquisa. A primeira fase foi a realização, durante quatro anos, da coleta e análise de 158 amostras de águas de 26 poços usados no abastecimento público de Juazeiro do Norte e a coleta e análise de amostras de águas servidas descarregadas no leito do riacho dos Macacos. Na segunda fase, foram realizados tratamentos hidroquímicos dos dados obtidos e análises estatísticas multivariadas, para a caracterização e discriminação da qualidade das águas do aquífero. Na terceira fase da pesquisa, simulações de fluxo subterrâneo e de transporte reativo de contaminantes nitrogenados foram realizadas, para obter um panorama do potencial de degradação da qualidade das águas do aquífero da área de estudo. A metodologia é apresentada na Figura 4.1.

Figura 4.1 – Diagrama esquemático da abordagem metodológica e respectivos *softwares* de modelação utilizados, com os eixos de estudos: obtenção dos parâmetros físicos e químicos (verde), modelação conceitual e matemática do aquífero (laranja) e simulação e avaliação de cenários (azul).



#### 4.1. Coleta e Análise de Águas de Poços Tubulares

Para realizar a caracterização hidroquímica da área de estudo foram utilizadas análises de variáveis físico-químicas de 158 amostras de águas de 26 poços tubulares de propriedade da CAGECE utilizados para o abastecimento público, em 11 campanhas de coletas entre 2010 e 2014. As análises foram realizadas pelo Laboratório de Química Ambiental – LAQAM do Departamento de Engenharia Ambiental do Instituto Federal do Ceará – IFCE e pelo Laboratório de Hidroquímica do Departamento de Física da Universidade Federal do Ceará – UFC (Figura 4.2).

No momento da coleta das amostras, foram medidos os parâmetros: pH, condutividade elétrica e temperatura. Foram determinadas, para cada amostra, as concentrações dos cátions e dos ânions mais abundantes na composição iônica das amostras, como:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NH}_4^+$ , assim como alcalinidade total, dureza total e sólidos totais dissolvidos. Todas as amostras foram analisadas em laboratório seguindo a metodologia definida por APHA (2005), cuja metodologia está detalhada no APÊNDICE A.

Figura 4.2 – Coleta e análises de amostras de águas subterrâneas. A) coleta no poço PT 03, B) coleta no poço PT 10, C) reagentes para preservação da amostra usada na determinação de oxigênio dissolvido, D) coleta no poço PT 06, E) coleta no poço PT 01, F) coleta no poço PT 07, G) Separação de frascos para realização das análises físico-químicas e H) preparação das amostras para análise de cloretos.



Fonte: O Autor (2015)

#### 4.2. Coleta e Análise de Águas Servidas Lançadas na Calha do Riacho dos Macacos

O conhecimento dos parâmetros físico-químicos presentes nas águas servidas fornece um diagnóstico do potencial de impacto ambiental que poderá ser causado a um corpo hídrico pelo contato com águas contaminadas. Por isso, a determinação de parâmetros físico-químicos foi realizada em três pontos distintos do leito do riacho dos Macacos, que apresentam alto potencial de infiltração, provocando uma mistura das águas servidas na superfície da linha d'água do aquífero; assim se caracteriza a físico-química média das águas contaminadas.

As águas servidas são compostas basicamente por esgotos domésticos provenientes de residências e instalações comerciais, que através de ligações clandestinas são direcionadas para galerias de águas pluviais que descarregam no leito do riacho dos Macacos (Figura 4.3).

Foram determinadas, em cada amostra, as concentrações dos seguintes íons:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NH}_4^+$ . Todas as amostras foram analisadas em laboratório seguindo a metodologia definida por APHA (2005).

Figura 4.3 – Identificação de coletas de amostras de cargas de esgotos drenadas pelo canal de drenagem e pelo riacho dos Macacos. A) canal de drenagem – 1º trecho, B) esgoto despejado no riacho dos Macacos – encontro do 1º e 2º trechos e C) riacho dos Macacos perenizado por esgoto – 2º trecho.



Fonte: O Autor (2015)

### 4.3. Consistência e Seleção das Análises

A análise físico-química de uma amostra de água está sujeita a erros analíticos que podem comprometer o seu resultado. Vários desses erros podem ser detectados através de uma rápida observação dos valores apresentados para os parâmetros, desde que se tenha conhecimento adequado da forma de obtenção da amostra. Todos os dados foram submetidos a um tratamento de seleção para eliminar os que podem comprometer os resultados dessa pesquisa. Os dados foram excluídos obedecendo aos seguintes critérios:

1. Exclusão de outliers: valores discrepantes (*outliers*) podem afetar os resultados finais (médias, variâncias, análises multivariadas) levando o estudo estatístico a conclusões errôneas. Por isso, foram eliminados os dados extremos através de uma análise qualitativa dos dados para evitar possíveis prejuízos nos resultados da pesquisa.

2. Balanço iônico: em uma análise hidroquímica completa, a concentração (em meq/L) total de íons positivos (cátions) deve ser aproximadamente igual à concentração de íons negativos (ânions). O desvio percentual desta igualdade é determinado pelo coeficiente de erro da análise. Os erros admitidos nesta pesquisa foram de até 10%.

O cálculo do erro percentual é feito pela Equação 4.1, com as concentrações iônicas em mEq/L (CUSTODIO; LLAMAS, 1983).

$$\text{Erro}(\%) = \frac{\sum \text{cátions} - \sum \text{ânions}}{0,5 \cdot (\sum \text{cátions} + \sum \text{ânions})} \times 100 \quad (4.1)$$

Onde,

$$\sum \text{cátions} = [rCa^{2+}] + [rMg^{2+}] + [rNa^+] + [rK^+] \quad (4.2)$$

$$\sum \text{ânions} = [rCl^-] + [rSO_4^{2-}] + [rNO_3^-] + [rHCO_3^-] \quad (4.3)$$

Os dados utilizados neste trabalho, resultantes das análises hidroquímicas estão apresentados no APÊNDICE B por meio dos diagramas de Stiff.

### 4.4. Hidroquímica

O estudo hidroquímico foi desenvolvido a partir dos dados das análises das concentrações dos principais íons dissolvidos na água,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $HCO_3^-$  e  $SO_4^{2-}$ . A metodologia para cada análise é apresentada no APÊNDICE A.

#### Diagrama de Stiff

Para a interpretação dos dados hidroquímicos, foi utilizado o diagrama de Stiff, conforme descrito por Hem (1985) e Santos (2000). Este diagrama representa graficamente o

resultado da análise química de uma água; valores absolutos dos cátions ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ) e dos ânions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ), em mEq/L, formam um polígono característico para a água analisada.

Esses diagramas permitem caracterizar as águas quanto aos íons dominantes, comparando os resultados das amostras para diferentes poços em uma mesma campanha de amostragem, ou comparando os resultados entre diferentes campanhas de amostragem para um mesmo ponto de coleta. Além disso, ajudam a identificar águas pertencentes a uma mesma família ou a compreender a evolução hidrogeoquímica da água em um caminho de fluxo, identificando as rochas que contribuem para um aumento na concentração de sais ou possíveis contaminações nas águas estudadas.

#### 4.5. Medição da Vazão do Riacho Contaminante

Para o cálculo das vazões correntes nos leitos do riacho dos Macacos no período seco, foram utilizados os dois métodos descritos a seguir:

##### Método Volumétrico ou de Capacidade

O método volumétrico consiste em medir o tempo de enchimento de um recipiente com volume conhecido. É um método extremamente preciso e barato, necessita apenas de um cronômetro e um recipiente graduado. Para aplicação do método, é necessário que o fluxo do córrego seja concentrado numa pequena queda d'água para facilitar a coleta da água no recipiente; ele pode ser aplicado em córregos com vazão de até 20 L/s, e a vazão é calculada através da Equação 4.4.

$$Q = \frac{V}{t} \quad (4.4)$$

Onde,  $Q$  [ $\text{L}^3\text{T}^{-1}$ ] é a vazão obtida,  $V$  [ $\text{L}^3$ ] é volume do recipiente e  $t$  [T] é o tempo de enchimento do recipiente.

##### Método de diluição de um traçador

Neste método, injeta-se instantaneamente uma solução concentrada de um traçador no canal de escoamento, sendo normalmente utilizado como traçador o sal de cozinha refinado ( $\text{NaCl}$ ).

A dispersão do traçador dissolvido é quantificada através da medição da condutividade elétrica do esgoto em um ponto a jusante com o auxílio de um condutímetro,

que registra a passagem da nuvem do traçador ao longo do tempo. Como a massa do sal ( $M$ ), traçador injetado, é conservada no escoamento, tem-se:

$$M = \int_{t_1}^{t_2} C(t)Q \cdot dt \quad (4.5)$$

Como a vazão ( $Q$ ) é constante no canal de escoamento, então:

$$Q = \frac{M}{\int_{t_1}^{t_2} C(t) \cdot dt} \quad (4.6)$$

A condutividade medida pelo condutivímetro durante o experimento foi convertida em concentração, através da equação da curva de calibração do aparelho utilizado (APÊNDICE D).

#### 4.6. Condutividade Hidráulica na Zona Vadosa

Na determinação da condutividade hidráulica da zona não saturada *in situ*, foi utilizado o permeâmetro Guelph de modelo 2800K1. Os ensaios foram realizados nas proximidades dos poços PT 02 e PT 2A (Figura 4.4), através da aplicação de uma carga hidráulica constante em um furo de 20 cm de profundidade feito com um trado manual.

Figura 4.4 – Medidas de condutividade hidráulica nas proximidades do poço PT 02. A) perfuração do furo de 20 cm no local escolhido, B) canal de drenagem, C) localização do poço PT 02a nas proximidades do canal e D) medidas através do permeâmetro Guelph.



Fonte: O Autor (2015)

Ao aplicar uma carga hidráulica constante no interior do furo feito pelo trado, tem-se a formação de um bulbo de saturação nas proximidades do furo, que começa a se expandir a uma velocidade de fluxo constante, definida como taxa de infiltração.

A condutividade hidráulica ( $K_{fs}$ ) medida pelo permeâmetro de *Guelph* é função das dimensões do furo e da carga hidráulica aplicada no seu interior, e foi determinada pelo Método de Duas Cargas definido por Reynolds e Elrick (1989), sendo calculada através da Equação 4.7.

$$K_{fs} = G_2 \cdot Q_2 - G_1 \cdot Q_1 \quad (4.7)$$

Onde,  $Q_1$  e  $Q_2$  são as vazões volumétricas transferidas do permeâmetro para o meio poroso através do furo de área transversal  $X$ , igual a 35,22 cm<sup>2</sup>, e com taxa de infiltração  $R_1$  (LT<sup>-1</sup>), para carga  $H_1 = 5$  cm, e  $R_2$  (LT<sup>-1</sup>), para carga  $H_2 = 10$  cm. Assim:

$$Q_1 = X \cdot R_1 \quad (4.8)$$

$$Q_2 = X \cdot R_2 \quad (4.9)$$

Os coeficientes de forma ( $G_1$  e  $G_2$ , Equações 4.10 e 4.11, respectivamente) dependem dos fatores de forma ( $C_1$  e  $C_2$ ) e do diâmetro do furo ( $a$ ) igual a 3 cm.

$$G_1 = \frac{H_2 \cdot C_1}{\pi \cdot [2H_1H_2(H_2 - H_1) + a^2(H_1C_2 - H_2C_1)]} \quad (4.10)$$

$$G_2 = \frac{H_1 \cdot C_2}{\pi \cdot [2H_1H_2(H_2 - H_1) + a^2(H_1C_2 - H_2C_1)]} \quad (4.11)$$

Os valores dos fatores de forma dependem exclusivamente da relação  $H/a$  e podem ser obtidos graficamente ou através das Equações 4.12 e 4.13.

$$C_1 = \left[ \frac{\frac{H_1}{a}}{2,074 + 0,093 \left( \frac{H_1}{a} \right)} \right]^{0,754} \quad (4.12)$$

$$C_2 = \left[ \frac{\frac{H_2}{a}}{1,992 + 0,091 \left( \frac{H_2}{a} \right)} \right]^{0,683} \quad (4.13)$$

#### 4.7. Método GOD de Vulnerabilidade de Aquíferos à Contaminação

O Método GOD, proposto por Foster *et al.* (1987) e, posteriormente, modificado por Foster *et al.* (2002), utiliza três parâmetros indicativos de vulnerabilidade: G, O e D. Estes três parâmetros geram um índice que foi utilizado nesta pesquisa para determinar o potencial natural de contaminação do aquífero.

Segundo Zanetti (2012) estes parâmetros referem-se à capacidade de atenuação e inacessibilidade hidráulica dos poluentes para a avaliação da vulnerabilidade natural do aquífero, sendo o parâmetro “G” definido como o Grau de Confinamento Hidráulico da água subterrânea, o parâmetro “O” definido como a Ocorrência de Estratos de Cobertura sobre a



área de análise e o parâmetro “D” definido como sendo a Distância da Superfície do Solo até o lençol freático ou até o teto do aquífero confinado.

Nesta metodologia, um índice é atribuído a cada um destes tipos de informação e estes índices são multiplicados entre si para produzir a classificação final, que é então transformada em grau de vulnerabilidade de aquíferos à contaminação (GUIGUER; KOHNKE, 2002).

A primeira etapa na determinação do índice de vulnerabilidade GOD é a identificação do grau de confinamento hidráulico do aquífero, G, compreendido num intervalo entre 0 e 1,0 (Figura 4.5).

Na segunda etapa faz-se necessário caracterizar a ocorrência de estratos, a litologia e o grau de consolidação da zona vadosa ou da camada confinante, O, atribuindo para cada área de interesse valores no intervalo entre 0,4 e 1,0 (Figura 4.6).

Na a terceira etapa do método GOD, determina-se a profundidade no nível da água subterrânea, D, atribuindo-se para cada faixa de profundidade valores entre 0,6 e 1,0.

Na determinação do índice D, zonas com níveis estáticos maiores que 50 metros de profundidade recebem valores iguais a 0,6 (menor vulnerabilidade relativa); zonas com níveis estáticos entre 20 e 50 metros recebem valores de 0,7; zonas com níveis estáticos entre 5 e 20 metros recebem valores de 0,8; e zonas com níveis estáticos menores que cinco metros recebem valores de 0,9 (Figura 4.7). Para zonas com profundidades do nível de água desconhecidas foram atribuídos valores de 1,0.

Figura 4.5 – Valores do parâmetro G do índice GOD

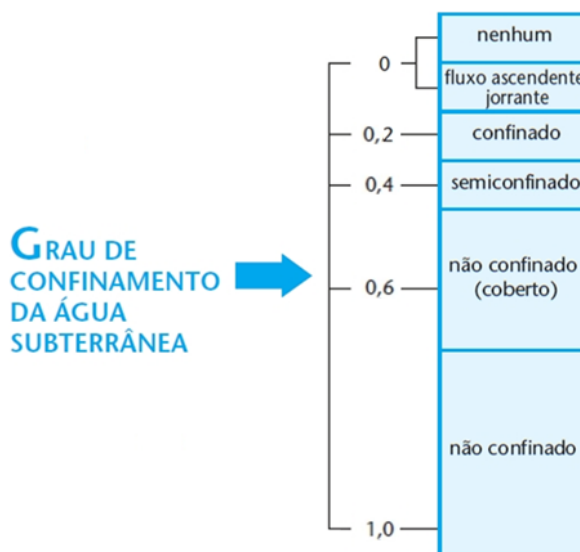
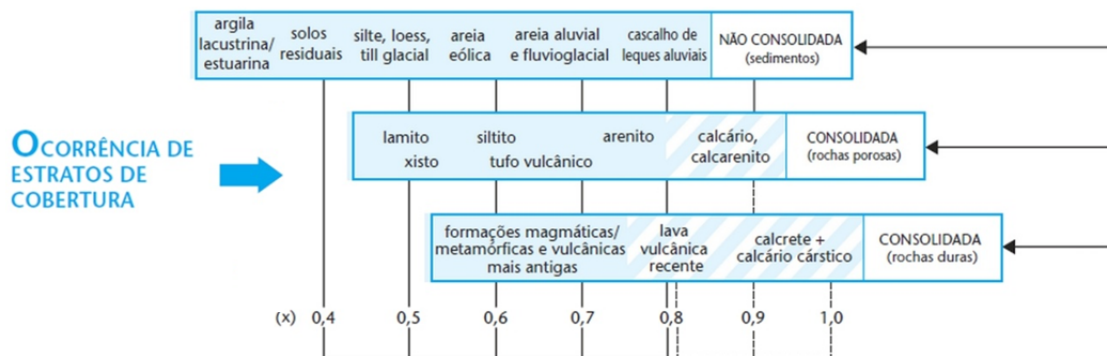
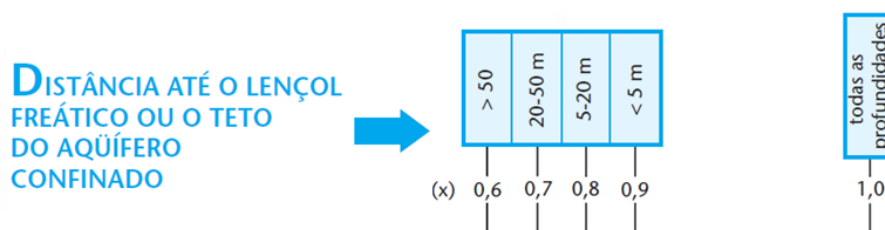


Figura 4.6 – Valores do parâmetro O do índice GOD



Fonte: Modificado de Foster *et al.* (2002).

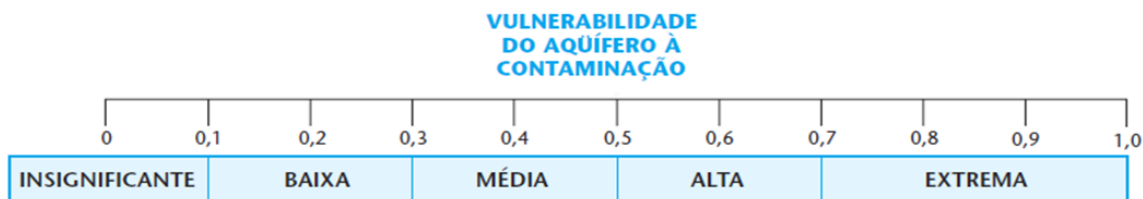
Figura 4.7 – Valores do parâmetro D do índice GOD



Fonte: Modificado de Foster *et al.* (2002).

Multiplicando-se os índices determinados em cada etapa da metodologia GOD, obtêm-se um índice resultante cujo significado representa a vulnerabilidade da região examinada (Figura 4.8). Valores dos índices GOD's próximos de 1,0 indicam regiões mais vulneráveis e valores próximos de zero indicam regiões menos vulneráveis, ou seja, regiões mais protegidas e menos propensas a transferirem contaminantes lançados nos solos para as águas do aquífero.

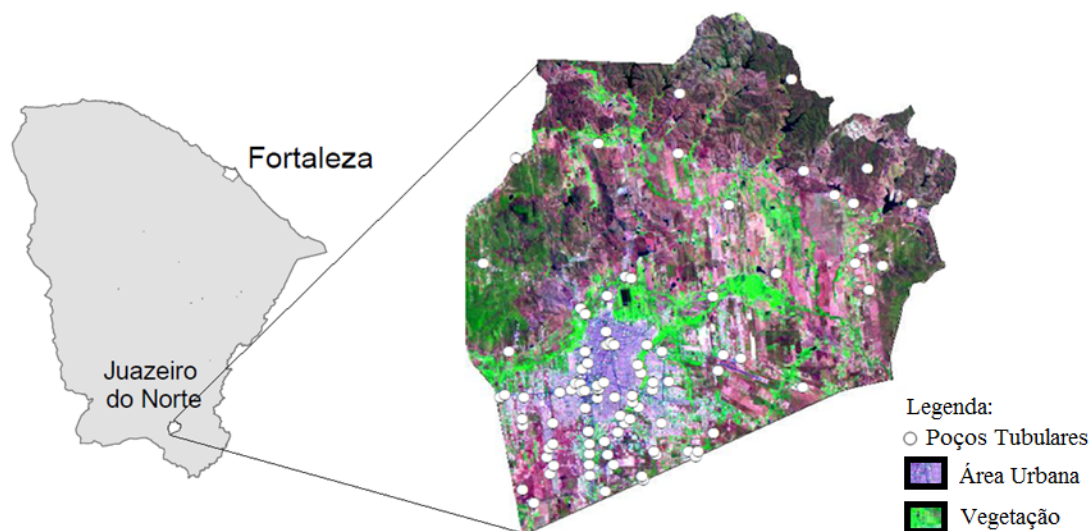
Figura 4.8 – Valores do índice GOD e seu respectivo grau de vulnerabilidade



Fonte: Modificado de Foster *et al.* (2002).

As informações necessárias para a obtenção dos três parâmetros da análise do índice de vulnerabilidade GOD foram adquiridas através das fichas técnicas completas de poços disponíveis na base SIAGAS/CPRM. Ao todo, 96 poços foram utilizados na elaboração de mapas temáticos para os índices de vulnerabilidade. O georreferenciamento dos poços utilizados é mostrado na Figura 4.9 e está apresentado no APÊNDICE C com seus respectivos índices GOD.

Figura 4.9 – Localização dos poços utilizados no cálculo da vulnerabilidade GOD.



Fonte: O Autor (2015)

#### 4.8. Análise Estatística Multivariada

A necessidade de caracterizar qualitativamente os recursos hídricos presentes no aquífero da Formação Rio da Batateira no município de Juazeiro do Norte, a partir dos dados hidroquímicos obtidos, fez com que fossem aplicadas nesta pesquisa técnicas de análise estatística multivariada.

A estatística multivariada consiste em um conjunto de métodos estatísticos utilizados em situações nas quais várias variáveis são medidas simultaneamente, em cada elemento amostral (MINGOTI, 2005), sendo uma ferramenta indicada quando o número de variáveis envolvidas é grande e o pesquisador não percebe como as observações podem ser resumidas em uma ou mais características que simplifiquem o volume de informações (HAIR *et al.* 2005).

Com o uso da estatística multivariada foi possível simplificar os dados coletados, facilitando o entendimento e as relações entre as variáveis. Ferreira (1996) cita os principais objetivos das análises multivariadas de dados:

1. Redução de dados ou simplificação estrutural: o fenômeno sob estudo é representado da maneira mais simples possível, sem sacrificar informações valiosas tornando a interpretação mais simples;
2. Ordenação e agrupamento: agrupamento de objetos ou variáveis similares, baseado em dados amostrais ou experimentais;
3. Investigação da dependência entre variáveis: estudo das relações estruturais entre variáveis muitas vezes é de interesse do pesquisador;
4. Predição: relações entre variáveis devem ser determinadas para o propósito de predição de uma ou mais variável com base na observação de outras variáveis;
5. Construção de testes de hipóteses.

Landim (2002) destaca que os métodos mais utilizados em geociências são a análise de agrupamentos, a análise fatorial e a análise discriminante. Nesta pesquisa, se utilizou a análise de agrupamento hierárquico aglomerativo – AAHA.

#### *4.8.1. Análise de agrupamento hierárquico aglomerativo*

A análise de agrupamentos, também conhecida como análise de conglomerados, classificação ou cluster, tem como objetivo dividir os elementos da amostra, ou população, em grupos, de forma que os elementos pertencentes a um mesmo grupo sejam similares entre si com respeito às características, onde as características são as variáveis de cada elemento (MINGOTI, 2005).

O agrupamento dos elementos é realizado de acordo com as distâncias de dissimilaridade, produzindo um dendrograma onde as amostras semelhantes são agrupadas entre si. A interpretação do dendrograma é: quanto menor a distância entre os elementos, maior a semelhança entre eles. Os dendrogramas apresentam os elementos e os respectivos pontos de fusão ou divisão dos grupos formados em cada estágio (FERREIRA, 1996) e são especialmente úteis na visualização dos elementos semelhantes que possuem dimensão maior do que três, onde a representação em gráficos convencionais não é possível.

#### *Medidas de dissimilaridade*

Existem muitas maneiras de medir a dissimilaridade entre elementos, como, por exemplo, a distância generalizada ou ponderada, distância de Minkowsky, coeficiente de

concordância simples, coeficiente de concordância positiva, coeficiente de concordância de Jaccard, que podem ser encontradas na literatura (RENCHER, 2002; MINGOTI, 2005; HÄRDLE; SIMAR, 2007). A distância euclidiana foi utilizada neste trabalho; ela é uma das técnicas mais utilizadas em análise de agrupamentos hierárquicos (GAUCH, 1982).

A distância euclidiana (*DE*) entre os elementos  $p_1, p_2, \dots, p_n$  e  $q_1, q_2, \dots, q_n$  num espaço  $n$ -dimensional é obtida pela seguinte equação:

$$DE = \sqrt{\sum_{i=1}^n (p_i - q_i)^2} \quad (4.14)$$

### Estratégia de agrupamento

As técnicas hierárquicas aglomerativas são realizadas por sucessivas fusões, iniciando com tantos grupos quanto aos objetos; ou seja, cada objeto forma um agrupamento; no início, os objetos mais similares são agrupados e fundidos formando um único grupo. O processo é repetido, e com o decréscimo da similaridade, todos os subgrupos são fundidos, formando um único grupo com todos os objetos (FERREIRA, 1996).

Existem diversas técnicas hierárquicas aglomerativas, como: ligação simples (*single linkage*), ligação completa (*complete linkage*), média das distâncias (*average linkage*), método do centroide (*centroid method*) e método de Ward, sendo todos disponíveis na literatura (RENCHER, 2002; MINGOTI, 2005; HÄRDLE; SIMAR, 2007). O método de Ward foi a técnica utilizada nesta pesquisa.

Este método baseia-se na análise de variância, agrupando os elementos aos grupos nos quais eles promovem a menor variância intra-grupo, essa técnica é chamada também de “Mínima Variância”. Mingoti (2005) descreveu os princípios em que a técnica se fundamenta:

1. Cada elemento é considerado um único conglomerado;
2. Em cada passo do algoritmo de agrupamento calcula-se a soma de quadrados dentro de cada conglomerado. Esta soma é o quadrado da distância Euclidiana de cada elemento amostral pertencente ao conglomerado em relação ao correspondente vetor de médias do conglomerado, isto é:

$$SS_i = \sum_{j=1}^{n_i} (X_{ij} - \bar{X}_i)^2 \quad (4.15)$$

Onde,  $n_i$  é o número de elementos no conglomerado  $C_i$  no passo  $k$  do processo de agrupamento,  $X_{ij}$  é o vetor de observação do  $j$ -ésimo elemento amostral que pertence ao  $i$ -

ésimo conglomerado,  $\bar{X}_i$  é o centróide do conglomerado  $C_i$  e  $SS_i$  representa a soma de quadrados correspondente ao conglomerado  $C_i$ . No passo  $k$ , a soma dos quadrados total dentro do grupo é definida como:

$$SSR = \sum_{i=1}^{g_k} SS_i \quad (4.16)$$

Onde,  $g_k$  é o número de grupos existentes quando se está no passo  $k$ .

A distância entre os conglomerados  $C_l$  e  $C_i$  é, então, definida como:

$$d(C_l, C_i) = \left[ \frac{n_l \cdot n_i}{n_l + n_i} \right] (\bar{X}_l - \bar{X}_i)^2 \quad (4.17)$$

que representa a soma dos quadrados das diferenças entre os grupos  $C_l$  e  $C_i$ . Em cada passo do algoritmo de agrupamento, os dois conglomerados que minimizam a distancia da Equação 4.17 são combinados.

A medida de distância na Equação 4.17 é a diferença entre o valor de  $SSR$  depois e antes de combinar os conglomerados  $C_l$  e  $C_i$  em um único conglomerado. Portanto, em cada passo do agrupamento, o método de Ward combina os dois conglomerados que resultam no menor valor de  $SSR$  (MINGOTI, 2005).

No método de Ward, o fator de ponderação  $\frac{n_l \cdot n_i}{n_l + n_i}$  serve para penalizar os conglomerados que possuem tamanhos diferentes. Quanto maior os valores de  $n_i$  e  $n_l$  e a discrepância entre eles, maior será o fator de penalização, provocando o aumento da distância dos centroides comparados (MINGOTI, 2005).

#### Procedimento da análise de agrupamento nesta pesquisa

1. Coleta e seleção dos dados e variáveis: tratamento dos dados;
2. Construção da matriz  $n_{\text{linhas}} \times m_{\text{colunas}}$  (elementos x variáveis);
3. Escolha da medida de dissimilaridade: distância euclidiana;
4. Método de Ward para agrupamento e construção do dendrograma;
5. Interpretação do significado dos grupos: interpretação dos dendrogramas.

Esta pesquisa realizou os agrupamentos analisando as similaridades dos seguintes parâmetros:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{NO}_3^-$ .

#### 4.9. Modelagem Reativa Unidimensional em Zona Vadosa

Os modelos numéricos para simular as concentrações de nitratos em águas subterrâneas são geralmente compostos por lixiviação unidimensional (YOSHIMOTO, 2013), assim a modelagem reativa unidimensional em zona vadosa foi utilizada nesta pesquisa com o intuito de determinar a carga de nitrogênio que é oxidada a nitrato e alimenta o aquífero com esse contaminante durante a lixiviação.

Para desenvolver um bom modelo conceitual que retorne bons resultados de aporte de nitratos aos aquíferos, é preciso também caracterizar e mensurar de forma consistente a hidrologia da área de estudo, a distribuição espacial da carga contaminante com suas respectivas fontes e fixar parâmetros confiáveis para a dinâmica do transporte de nitrogênio na zona vadosa, de modo a estimar uma quantidade realista de nitrato lixiviado para as águas subterrâneas (ALMASRI; KALUARACHCHI, 2007).

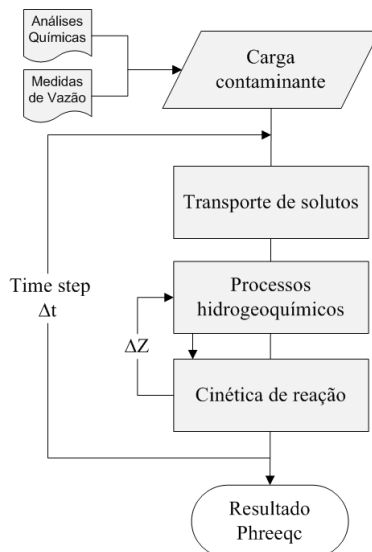
Nas simulações de fluxos unidimensionais da carga contaminante, utilizou-se o transporte de solutos em conjunto com reações bioquímicas, equilíbrios cinéticos das fases minerais e trocas iônicas na zona vadosa, com a solução numérica da Equação 2.32.

##### 4.9.1. PHREEQC interactive

Com o auxílio do *software* PHREEQC *interactive*, os termos de transporte da Equação 2.32 foram resolvidos com o método de diferenças finitas explícito, do tipo progressivo no tempo, tipo central no espaço para a dispersão, e discretização *upwind* para o transporte advectivo. Já o termo reativo da equação,  $\partial\lambda/\partial t$ , é calculado separadamente para cada elemento a partir do resultado da etapa de transporte em cada passo de tempo (PARKHURST; APPELO, 1999).

Assim, em cada passo de tempo, primeiramente foi calculado o transporte advectivo, em seguida, todos os equilíbrios e reações químicas controladas cineticamente, posteriormente, o transporte dispersivo, seguido novamente por cálculos de todos os equilíbrios e reações químicas controladas cineticamente, conforme descrito por (PARKHURST; APPELO, 1999). O resultado final de cada elemento discretizado é a soma de todas as taxas de reação de equilíbrio e de não-equilíbrio (Figura 4.10).

Figura 4.10 – Sequência de cálculo na simulação de transporte reativo através do *software* PHREEQC. *interactive*



Fonte: O Autor (2015)

Para realizar as simulações de transporte reativo em zona vadosa, foram utilizados os dados obtidos das análises químicas da carga contaminante com as medidas de nitrogênio de amônia, nitrito e nitrato, além das medidas de cloreto que foram usadas na definição das condições iniciais da concentração da carga reativa. A profundidade da zona vadosa, domínio de simulação, foi definida através de simulações prévias realizadas no *software* MODFLOW. A taxa de percolação vertical foi definida por meio de teste de permeabilidade e o parâmetro cinético, a dispersividade do solo e o coeficiente de difusão foram definidos por meio de calibração com a análise de sensibilidade.

#### 4.10. Modelagem de Fluxo Subterrâneo

A modelagem numérica de fluxo hídrico subterrâneo consiste na principal ferramenta para atingir os objetivos desta tese, e resume-se no desenvolvimento de um modelo matemático de escoamento subterrâneo para a região aquífera estudada.

A partir da Equação 2.52, que é usada no fluxo tridimensional em regime transitório, pode-se simular mecanismos de entrada e saída de água em um sistema aquífero que podem representar, por exemplo, rios ou fontes contaminantes influentes (entradas) e captação por bombeamento (saídas). Para isso, é necessário adicionar o termo  $W$  na Equação 2.52 de fluxo subterrâneo, resultando na Equação 4.18.



$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4.18)$$

Onde,  $W [T^{-1}]$  representa o fluxo volumétrico por unidade de volume, significando entradas e/ou saídas do sistema, onde para valores de  $W > 0$  representa qualquer entrada de água no sistema e  $W < 0$  representa qualquer saída de água do sistema.

Desde que sejam especificadas as condições iniciais e de fronteira das cargas hidráulicas, a Equação 4.18 representa o escoamento subterrâneo transitório num espaço tridimensional heterogêneo e anisotrópico.

#### 4.10.1 MODFLOW

O *software* MODFLOW Classic resolve a equação diferencial anteriormente mostrada utilizando o método das diferenças finitas (Seção 2.1.5), que divide o domínio numa malha de células (Figura 2.5), e como resultados são definidos os valores de carga hidráulica a cada passo de tempo e em cada ponto do domínio do modelo discretizado.

##### Estimativa da recarga do aquífero

Uma condição de contorno essencial para simulações de longos períodos é a recarga, que corresponde à parcela de água precipitada que infiltra no solo e que efetivamente alimenta os aquíferos, sendo constituída, nesta pesquisa, de duas principais componentes: i) a recarga através da infiltração direta da água das chuvas e ii) a recarga proveniente do retorno das águas usadas no abastecimento municipal.

Na estimativa da recarga por infiltração direta das águas das chuvas usou-se a equação de Fontenele (2010), Equação 4.19, que é uma correlação linear entre precipitação (mm) x recarga (mm), após verificar que as recargas ( $R$ ) só ocorriam após precipitações ( $P$ ) acima de 200 mm, em um período chuvoso acumulado de até 30 dias.

$$P = 3,544R + 200, \text{ com } R^2 \text{ de } 0,929 \quad (4.19)$$

A partir da Equação 4.19, estima-se as recargas no domínio do modelo tomando por base as precipitações registradas no posto pluviométrico da cidade de Juazeiro do Norte, disponíveis na página eletrônica da FUNCEME.

A recarga do aquífero por águas de retorno foi estimada tomando por base os volumes macromedido das águas bombeadas dos poços tubulares e usadas no abastecimento municipal pela CAGECE. De toda a água usada no abastecimento municipal, apenas uma parcela é captada pela rede coletora de esgoto, depois de servida, e a outra parcela é lançada

em fossas de forma difusa no perímetro urbano da cidade ou lançada na calha do riacho dos Macacos. Nesta pesquisa foram estimadas as taxas de recarga em mm/ano.

#### Correção das perdas de carga dos poços

As simulações realizadas no *software Visual MODFLOW Classic* consideram apenas as perdas de cargas laminares durante o escoamento, não computado as perdas por turbulência ocasionadas pelo bombeamento. Assim, as observações das cargas hidráulicas nos poços precisam ser corrigidas para que se faça uma comparação coerente entre as cargas calculadas pelo modelo e observadas nos teste de bombeamento. Na correção das perdas de cargas nos poços, as cargas hidráulicas observadas são elevadas em alguns metros, onde essa correção possui relação direta com a eficiência hidráulica do poço.

O método utilizado para determinar as perdas de carga no poço ( $\Delta$ ) foi o de Jacob que com testes de bombeamento torna possível separar as perdas laminares, que ocorrem naturalmente no aquífero ( $\Delta L_1$ ), das perdas devido ao sistema de captação, que envolvem perdas laminares na zona de transição do pré-filtro ( $\Delta L_2$ ), perdas laminares por penetração parcial do aquífero ( $\Delta L_3$ ), perdas turbulentas na zona do pré-filtro ( $\Delta T_1$ ), perdas na entrada dos filtros ( $\Delta T_2$ ), perdas axiais ao longo dos filtros ( $\Delta T_3$ ), perdas axiais ao longo da zona intermediária ( $\Delta T_4$ ) e das perdas axiais da câmara de bombeamento ( $\Delta T_5$ ), conforme Equação 4.20.

$$\Delta = \Delta L_1 + \Delta L_2 + \Delta L_3 + \Delta T_1 + \Delta T_2 + \Delta T_3 + \Delta T_4 + \Delta T_5 \quad (4.20)$$

Com o coeficiente de armazenamento determinado através do método de Theis, calcula-se a eficiência hidráulica dos poços no riacho dos Macacos, definida como sendo a relação entre as perdas de cargas naturais do aquífero e as perdas totais ocorridas durante o bombeamento (Equação 4.21).

$$E(\%) = \frac{\text{Perdas laminares no aquífero } (\Delta L_1)}{\text{Perdas totais } (\Delta)} \times 100 \quad (4.21)$$

Onde, para o cálculo das perdas laminares naturais do aquífero ( $\Delta L_1$ ) foi utilizada a fórmula de Jacob para valores de  $u < 0,1$ , ou seja, para tempo grande e raio do poço ( $R_p$ ) pequeno (Equação 4.22).

$$\Delta L_1 = \frac{Q}{4\pi T} \times \ln \frac{2,25Tt}{R_p^2 S} \quad (4.22)$$

#### Calibração

Para a calibração do modelo, foram feitas alterações nas condutividades hidráulicas e nas condições de contorno, dentro de faixas coerentes com os valores possíveis

para o sistema físico real, pelo método de tentativa e erro, até que fossem obtidos os ajustes necessários dos dados simulados aos dados observados. Segundo Anderson e Woessner (1992), o processo de calibração com alterações nas propriedades físicas do modelo é necessário para conseguir reproduzir as observações reais de campo.

No ajuste das condutividades hidráulicas do aquífero, foram feitas alterações desse parâmetro ao redor de 17 poços de bombeamento, para obter o ajuste de cargas hidráulicas calculadas em regime transiente, a partir da sua comparação com as cargas medidas nos testes de bombeamento, cujas observações foram feitas no próprio poço bombeado.

A condição de contorno carga constante atribuídas nas fronteiras do domínio do modelo, foi ajustada a partir de dois poços monitorados pela COGERH, utilizados como referência de carga. Os dois poços estão sob influência do cone de rebaixamento dos poços de bombeamento utilizados pela CAGECE.

Os critérios utilizados na definição do grau de acurácia dos resultados simulados foram: a média dos resíduos (Equação 4.23), a média dos resíduos absoluta (Equação 4.24) e o desvio padrão RMS (Equação 4.25), conforme descrito por Anderson e Woessner (1992):

$$\text{Erro Médio} = \frac{\sum_{i=1}^n h_i^{\text{calculada}} - h_i^{\text{observada}}}{n} \quad (4.23)$$

$$\text{Erro Médio Absoluto} = \frac{\sum_{i=1}^n |h_i^{\text{calculada}} - h_i^{\text{observada}}|}{n} \quad (4.24)$$

$$\text{Erro RMS} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (h_i^{\text{calculada}} - h_i^{\text{observada}})^2}}{n} \quad (4.25)$$

Onde,  $n$  representa o número de poços.

Além dos critérios definidos acima, também foi adotado outro critério relativo à diferença de carga hidráulica, ou de concentração, no domínio do modelo, denominado nesta pesquisa de erro RMS normalizado (Equação 4.26). Valores de erro RMS normalizado até 10% são considerados aceitáveis (BONGANHA *et al.* 2007; CARVALHO, 2013).

$$\text{Erro RMS Normalizado} = \frac{\text{Erro RMS}}{(h_{\text{máxima}}^{\text{observada}}) - (h_{\text{mínima}}^{\text{observada}})} \times 100 \quad (4.26)$$

Para o ajuste do coeficiente de armazenamento ( $S$ ), foi feita a análise de sensibilidade desse parâmetro, a partir da medida de testes de bombeamento obtidos para os poços PT 05 e PT 02 com observações nos poços PT 04 e PT 01, respectivamente.

### Validação

Na validação do modelo numérico de fluxo hídrico subterrâneo, foram comparados os valores de rebaixamentos produzidos nas simulações em regime estacionário com os valores de rebaixamentos obtidos em campo no mês de julho de 2015 em quatro poços de monitoramento.

As taxas de bombeamento [ $L^3T^{-1}$ ] foram fornecidas pela CAGECE, e foram alteradas dentro da vazão de projeto para obter-se um ajuste de cargas satisfatório, conforme Equações 4.23, 4.24, 4.25 e 4.26.

#### 4.10.2 MODPATH

O MODPATH é um modelo de pós-processamento usado no rastreamento de partículas, tendo como base o fluxo tridimensional obtido a partir de simulações de fluxo de águas subterrâneas previamente realizadas no MODFLOW.

O programa usa um esquema semianalítico de rastreamento de partículas, que permite formular uma expressão analítica do caminho do fluxo dentro de cada célula da malha de diferenças finitas. O caminho é calculado seguindo a partícula de uma célula para a outra, até atingir uma fronteira, um sistema de saída ou outro critério de limitação.

#### 4.10.3 MT3D

O modelo de transporte modular tridimensional, denominado MT3D, foi originalmente desenvolvido por ZHENG (1990) em *S. S. Papadopulos e Associates*, e posteriormente documentado por Robert S. Kerr do Laboratório de Pesquisa Ambiental da *U.S. Environmental Protection Agency* (ZHENG; WANG, 1999). Nos últimos anos, várias versões do código MT3D têm sido comumente utilizadas nos estudos de modelagem de transporte e remediação de contaminantes. A estrutura modular do modelo de transporte permite simular três processos definidos nesta pesquisa: (i) advecção, por conservação de massa (ii) dispersão/difusão no transporte de massa e sorção de não equilíbrio, e (iii) reações químicas e biológicas de multicomponentes.

O MT3D é utilizado juntamente com qualquer modelo de fluxo modular de diferenças finitas, tal como o MODFLOW, e é baseado na suposição de que as variações da concentração do contaminante na água não afetam o fluxo significativamente. O MT3D utiliza as cargas geradas por uma simulação prévia do MODFLOW para, a partir da Lei de Darcy, Equação 2.1, determinar a velocidade de percolação.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

---

### 5.1. Qualidade da Água Subterrânea

#### 5.1.1. Classificação das águas pelos íons dominantes

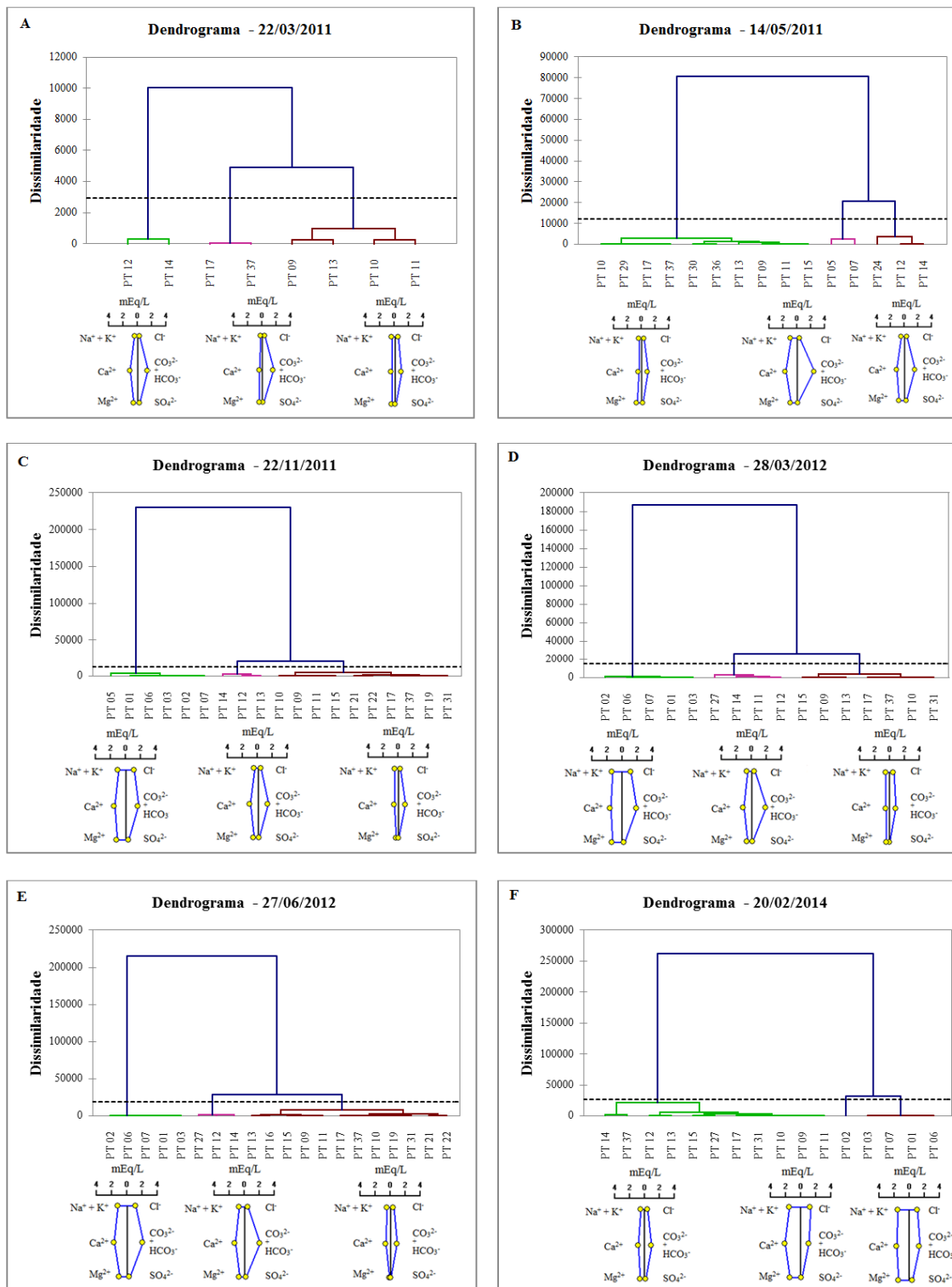
Através da análise de agrupamento hierárquico aglomerativo (Seção 4.8.1) foram gerados dendrogramas de seis campanhas de coletas, compreendidos dos períodos seco e chuvoso dos anos 2011 e 2012 e do período chuvoso de 2014. Os diagramas de Stiff dos elementos centrais de cada grupo similar foram incorporados aos dendrogramas. Das 152 amostras de águas subterrâneas coletadas e analisadas, 132 foram representadas graficamente pelo diagrama de Stiff e estão disponíveis no APÊNDICE B.

Na Figura 5.1 pode-se verificar a existência de similaridades físico-químicas de alguns grupos de águas. No dendrograma A, os poços PT 12 e PT 14 formam um grupo específico e com característica de águas mais mineralizadas em relação aos outros dois grupos e mais ricas em relação ao mineral  $Ca^{2+}$ . O grupo formado pelos poços PT 17 e T 37 tem maiores teores do íon bicarbonato, enquanto o grupo formado pelos poços 09, 10, 11 e 13 é menos mineralizado.

O aumento do ânion bicarbonato nas águas dos poços que apresenta essa tendência se deve à presença e dissolução do  $CO_2$  do solo, que proporciona a ocorrência de três importantes reações: i) dissolução do gás carbônico na água (Equação 5.1), ii) interação do gás dissolvido com a água produzindo ácido carbônico (Equação 5.2) e iii) dissociação do ácido carbônico em água, originando bicarbonatos (Equação 5.3). O  $H^+$  transfere-se então para a fase sólida do solo e libera um cátion trocável, que é lixiviado com o bicarbonato ( $HCO_3^-$ ), provocando o aumento do cátion  $Ca^{2+}$ , pela dissolução de carbonatos (Equação 5.4), como identificado no grupo composto pelos poços 12 e 14.



Figura 5.1 – Dendrogramas das dissimilaridades de amostras de águas de seis campanhas de coleta de amostras e diagramas de Stiff para os elementos centrais dos grupos gerados



Fonte: O Autor (2015)

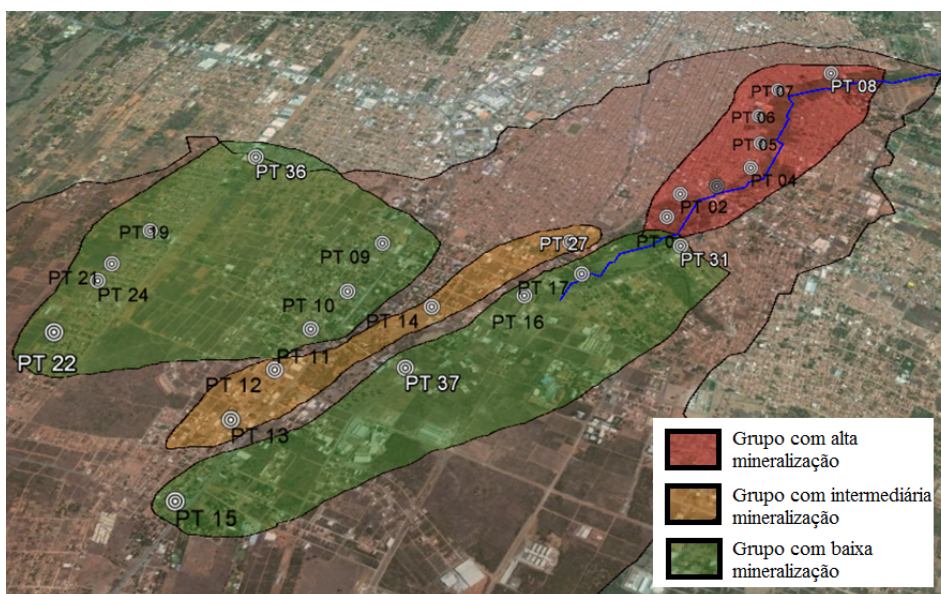
No dendrograma B, final do período chuvoso do ano de 2011, o agrupamento dos poços 12 e 14 se manteve, e nesse grupo foi incorporado o poço PT 24, mostrando forte ação dos processos de recarga dessa zona, já que no período chuvoso as águas desses poços tendem a adquirir composições químicas semelhantes. Os poços PT 05 e PT 07, pertencentes à zona aluvial do riacho dos Macacos, formaram um novo grupo com altos teores de mineralização. Os poços 09, 10, 11 e 13 se mantem no grupo menos mineralizado juntamente com os poços 15, 17, 29, 30 e 36.

O dendrograma C apresenta os agrupamentos do final do período seco de 2011 que mostra a mesma tendência de agrupamentos. O grupo das águas da zona aluvial do riacho dos Macacos, representado pelos poços 01, 02, 03, 05 e 07, se mantém como o mais mineralizado e com valores elevados de nitrato. Os poços 12 e 14 juntamente com o 13 se mantem com mineralização intermediária e os outros poços foram o grupo de águas menos mineralizadas.

Nos dendrogramas D e E as tendências de agrupamentos se repetem nos períodos chuvoso e seco de 2012 e no dendrograma F, período chuvoso de 2014, o poço PT 02 apresenta-se isolado em termos qualitativos, o que foi provocado pelo alto teor de nitrato incorporado na estação chuvosa.

De um modo geral, a Figura 5.2 apresenta uma tendência de agrupamento das águas da bacia do riacho dos Macacos que abastecem o município de Juazeiro do Norte.

Figura 5.2 – Agrupamento dos poços da bacia do riacho dos Macacos.



Fonte: O Autor (2015)

### 5.1.2. Vulnerabilidade do aquífero à contaminação

Após a análise dos perfis estratigráficos dos 96 poços extraídos da base de dados SIAGAS/CPRM, foi realizada a classificação de cada índice do parâmetro de vulnerabilidade GOD da área de estudo.

Os valores atribuídos para o índice G foram de 0,4, 0,6 e 1,0. A classificação de aquífero semiconfinado se deu através da identificação de camadas de argilas e silte de grandes espessuras acima do nível estático do aquífero. Como não se tem uma precisa demarcação dessas zonas argilosas, por prudência foi atribuído índice G igual a 0,4. A classificação em não confinado coberto, com valores de 0,6, é devido à identificação de camadas areno-argilosas com grandes espessuras acima do nível estático do aquífero. Nas áreas onde existia apenas a presença de arenitos ou de estreitas camadas areno-argilosas acima do nível estático, foi atribuído valor 1,0, referente à condição de não confinado livre.

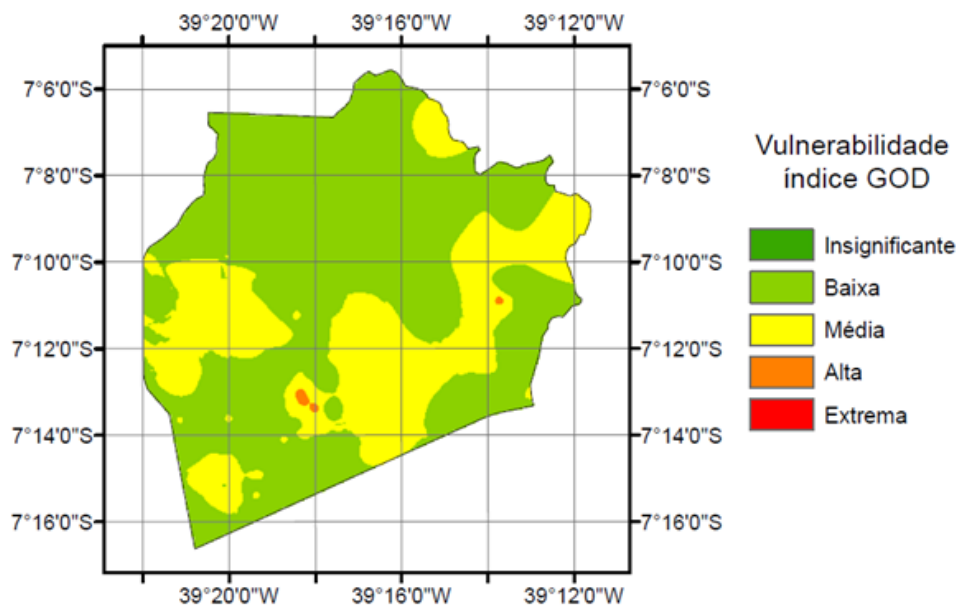
Em relação aos estratos de cobertura, ou seja, a caracterização litológica e o grau de consolidação da zona não saturada, foi identificada a predominância de arenitos e siltitos sobrepostos por camadas argilo-arenosas, aparecendo também fragmentos de quartzo e seixo rolado. De acordo com o perfil litológico de cada poço, foi atribuído um valor com peso diferenciado, referente à característica do material geológico presente na zona não saturada. Estes valores de classificação variaram entre 0,4 e 0,8 caracterizados por uma litologia diversificada, com camadas de solo com silte, areia e argila.

Com relação à profundidade do nível estático da água subterrânea dos 96 poços avaliados, observou-se que cerca de 40% deles apresentaram nível estático entre 20 e 50 m, e 35% entre 2 e 5 m. Nove poços, cerca de 10% dos poços analisados, tiveram profundidades estáticas identificadas em menores do que 5 m, sendo 1,39 m o menor valor encontrado, representando uma condição de alta vulnerabilidade dessa zona. O restante dos poços, cerca de 15%, apresentaram profundidades superiores a 50 m, o que por outro lado dão a essas zonas mais proteção.

Realizado o produto dos três índices atribuído para cada poço, foram obtidos os valores de vulnerabilidade das águas subterrâneas. Três classes de vulnerabilidade foram identificadas no estudo, sendo elas baixa, média e alta. Um mapa temático obtido por interpolação dos índices é apresentado na Figura 5.3.



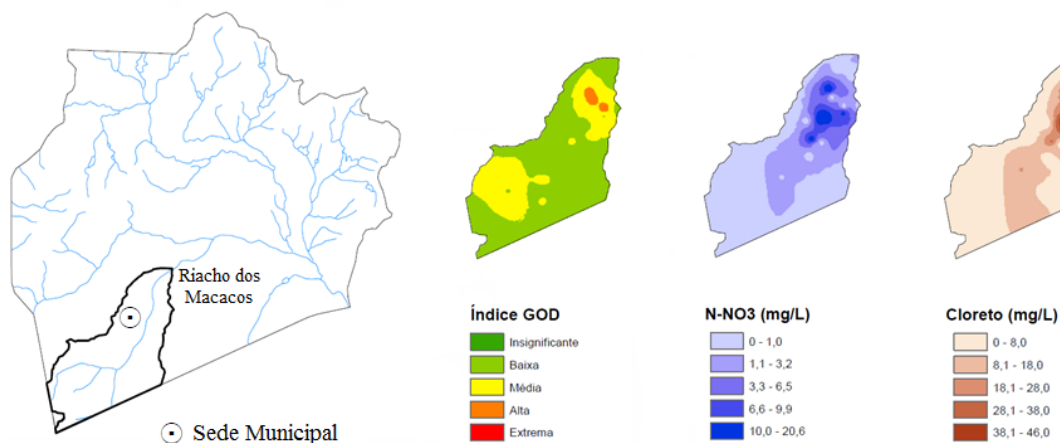
Figura 5.3 – Vulnerabilidade à contaminação GOD do município de Juazeiro do Norte



Fonte: O Autor (2015)

Na área da bacia do riacho dos Macacos, é possível constatar na Figura 5.4 a forte correlação entre a vulnerabilidade da área e as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{Cl}^-$  (medidas físico-químicas de fevereiro de 2014) provenientes do lançamento de esgotos domésticos no solo e no leito do rio.

Figura 5.4 – Vulnerabilidade GOD *versus*  $\text{N-NO}_3^-$  e  $\text{Cl}^-$  na região bacia do riacho dos Macacos em Juazeiro do Norte. Medidas físico-químicas de fevereiro de 2014.



Fonte: O Autor (2015)

## 5.2. Cargas Contaminantes

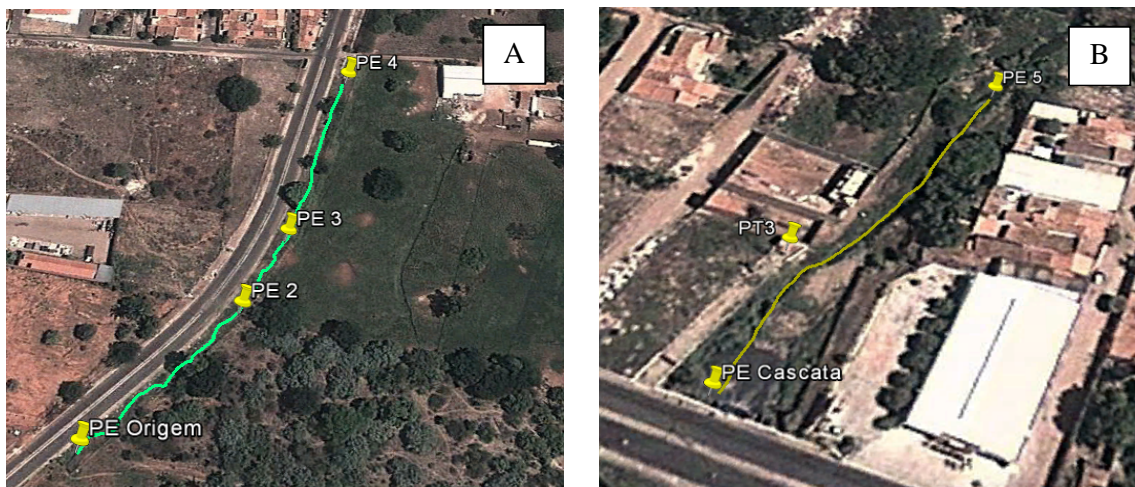
A fonte de contaminação é a origem da contaminação ambiental. Cada fonte representa a localização onde os contaminantes iniciam sua rota no meio ambiente a partir de algum mecanismo de transporte. Por isso, as rotas dos contaminantes no meio ambiente dependem de como se integram os seguintes elementos: a fonte de contaminação, o meio ambiente, os mecanismos de transporte e os pontos de exposição.

No caso de contaminação por lançamentos de esgotos domésticos no leito dos rios e riachos, a fonte de contaminação são os próprios rios e riachos contaminados; o meio ambiente são o solo e a água subterrânea, que estão em contato direto com as cargas contaminantes; os mecanismos de transporte responsáveis pela contaminação são a advecção e a difusão/dispersão longitudinal e transversal; e os pontos de exposição são os poços de captação de água para abastecimento.

### 5.2.1. Identificação de fontes de contaminação

Ao longo da zona aluvionar da bacia do riacho dos Macacos foram identificados dois trechos receptores de esgotos domésticos (Figura 5.5 A, B), os quais foram considerados nesta pesquisa como as principais fontes de contaminação de compostos nitrogenados.

Figura 5.5 – Localização das fontes de contaminação (A) canal de drenagem – 1º trecho e (B) riacho dos Macacos – parte do 2º trecho, nas proximidades do poço PT 03.



Fonte: O Autor (2015)

Na Tabela 5.1 estão apresentadas as composições químicas médias das cargas de nitrogênio e de cloreto presentes nas fontes contaminantes identificadas na zona aluvial da

bacia do riacho dos Macacos nas coletas realizadas em três campanhas de coletas, sendo elas em setembro de 2014, e julho e agosto de 2015. No primeiro trecho, compreendido entre os pontos PE (origem) e PE 4, com comprimento total de 308,5 metros, verificam-se concentrações de nitrogênio amoniacal muito próximas nos quatro pontos de coleta, e baixas concentrações de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato em ambos os pontos. A conversão de amônia em nitrito e nitrato depende de processo biológico e do aporte de oxigênio dissolvido em um processo conhecido como nitrificação. No entanto, a baixa disponibilidade de O<sub>2</sub> dissolvido acarreta na preservação das altas concentrações de amônio, que passa a ser oxidado apenas durante a etapa de lixiviação.

Tabela 5.1 – Composição química da carga contaminante das fontes de poluição

Ponto	Distância entre pontos (m)	UTM		Condut. elétrica (µS/cm)	pH	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>
		X	Y						
<i>1º trecho</i>									
PE (Origem)	0	465656	9200452	770	7,1	19,0	0,65	0,05	72,1
PE 2	129,0	465740	9200538	785	7,2	13,0	0,65	0,05	77,8
PE 3	56,5	465764	9200586	820	7,2	19,0	0,65	0,05	74,0
PE 4	123,0	465798	9200703	790	7,3	21,0	0,65	0,05	80,0
<i>2º trecho</i>									
PE Cascata	0	466229	9201209	900	7,1	18,0	0,29	0,03	90,0
PE 5	107,0	466288	9201294	-	-	-	-	-	-

No segundo trecho, entre os pontos PE Cascata e PE 5, a concentração de nitrogênio amoniacal é semelhante às encontradas no primeiro trecho. Esses valores de concentrações semelhantes ocorrem devido a pouca perda de nitrogênio amoniacal por volatilização, resultante do equilíbrio entre NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ↔ NH<sub>3(g)</sub>, já que os valores de pH próximos da faixa de neutro, como observado na tabela, favorecem o equilíbrio no sentido de preservar as concentrações de amônia ionizada.

Os valores das concentrações do íon cloreto em ambos os trechos também se mantiveram semelhantes, e foram valores altos como os encontrados tipicamente em águas residuárias.

### 5.2.2. Contribuição volumétrica

Na Tabela 5.2 estão apresentadas as vazões médias de infiltração nos dois trechos das fontes contaminantes. A calibração do método do traçador para medição de vazão, bem como os ensaios e as curvas de medição de vazão conforme descritas na Seção 4.5 estão apresentadas nos APÊNDICES D, E e F.

Tabela 5.2 – Contribuição volumétrica da carga contaminante das fontes de poluição, onde 1º trecho representa o canal de drenagem e o 2º trecho o início do trecho do riacho dos Macacos perenizado por esgotos

Ponto	Distância entre pontos (m)	UTM		Vazão 1	Vazão 2	Vazão Média (L/s)	Vazão Média (m³/h)	Perda por infiltração no trecho (m³/h)
		X	Y	(L/s)				
<i>1º trecho</i>								
PE (origem)	0	465656	9200452	19,29	19,47	19,38	69,77	10,03
PE 2	129,0	465740	9200538	18,56	18,04	18,30	65,88	
PE 3	56,5	465764	9200586	17,11	-	17,11	61,60	
PE 4	123,0	465798	9200703	16,67	16,52	16,60	59,74	
<i>2º trecho</i>								
PE Cascata	0	466229	9201209	-	-	72,40	260,64	97,65
PE 5	107,0	466288	9201294	41,98	48,57	45,28	162,99	

No primeiro trecho verifica-se perda constante por percolação de cerca de 10,03 m³/h de carga contaminante, acarretando em uma vazão média de 32,5 L/h por metro de canal de drenagem; enquanto no segundo trecho, a perda média calculada pelo método de diluição de um traçador (Seção 4.5) é de 97,65 m³/h, ou 912,6 L/h por metro de riacho. As cargas de nitrogênio e cloreto lixiviados para o aquífero são apresentadas na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Vazão mássica de nitrogênio e cloreto lixiviados para o aquífero no 1º e 2º trechos a partir do canal de drenagem

Tempo de Lixiviação	Nitrogênio Inorgânico Lixiviado (kg)		Cloreto Lixiviado (kg)	
	<i>1º trecho</i>	<i>2º trecho</i>	<i>1º trecho</i>	<i>2º trecho</i>
	Por hora	0,2	1,7	0,7
Por dia	4,8	42,2	17,3	142,2
Por ano	1752,0	15397,5	6330,8	51914,1

### 5.3. Determinação dos Parâmetros Físicos do Aquífero

Com os dados fornecidos pela CAGECE, de realização de testes de bombeamento no aquífero e da sua posterior interpretação com métodos analíticos e semianalíticos, foi possível conhecer localmente algumas características hidráulicas do aquífero.

Esses testes de bombeamento consistiram na retirada de água do aquífero através de um poço bombeado e no acompanhamento do nível da água no próprio poço e/ou em poços de observação (piezômetros) distanciados. Esses testes são também designados de "ensaios de bombeamento", normalmente se utiliza uma bomba elétrica submersa ou um compressor, sendo a vazão medida ao longo do teste mantida constante, simplificando a interpretação do experimento.

Os dados utilizados na determinação dos parâmetros hidrogeológicos do aquífero consistiram de dois testes de bombeamento com observação em poços vizinhos e de 17 testes de bombeamento com observação no próprio poço bombeado. Através do método de Theis (1935) foi obtido, a partir dos dados dos testes com observação em poços vizinhos, o coeficiente de armazenamento ( $S$ ), e do método de Cooper e Jacob (1946), através dos dados com observação no próprio poço bombeado, as condutividades hidráulicas ( $K$ ).

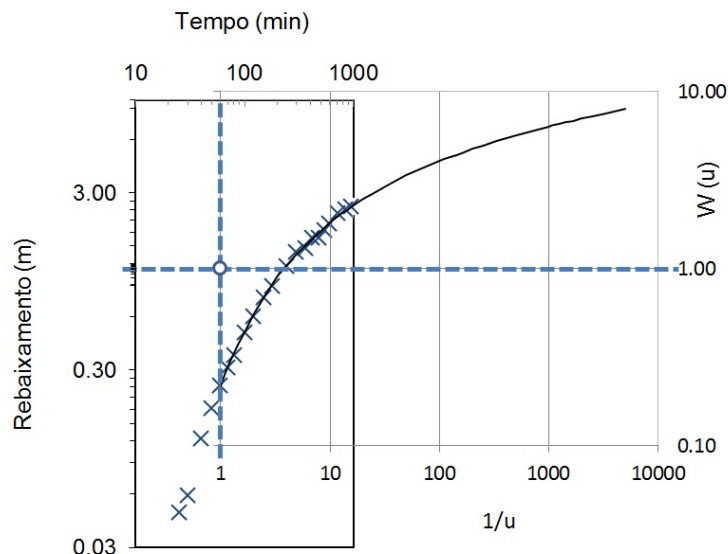
O meio poroso foi considerado homogêneo e isotrópico, com discretização das propriedades apenas na região da bateria de poços. As propriedades hidrogeológicas, coeficiente de armazenamento ( $S$ ) e condutividade hidráulica ( $K$ ), obtidas dos testes de bombeamento, foram utilizadas como condições iniciais, sendo ajustadas durante a calibração do modelo.

#### 5.3.1. Coeficiente de Armazenamento ( $S$ )

Dois testes de bombeamento com observação em poços vizinhos foram utilizados na determinação do coeficiente de armazenamento. O primeiro com bombeamento no poço PT 05 e observação no poço PT 04, e o segundo com bombeamento no poço PT 02 e observação no poço PT 01.

O primeiro teste iniciou-se em 04/08/1976 com duração de 24 horas. No bombeamento, foi utilizado um compressor bombeando água no poço PT 05 com vazão constante de 144 m<sup>3</sup>/h e com observação dos níveis dinâmicos no poço PT 04, distante 342 m. Os resultados de Rebaixamento (m) vs. Tempo (min), com superposição na série convergente de Theis estão apresentados na Figura 5.6.

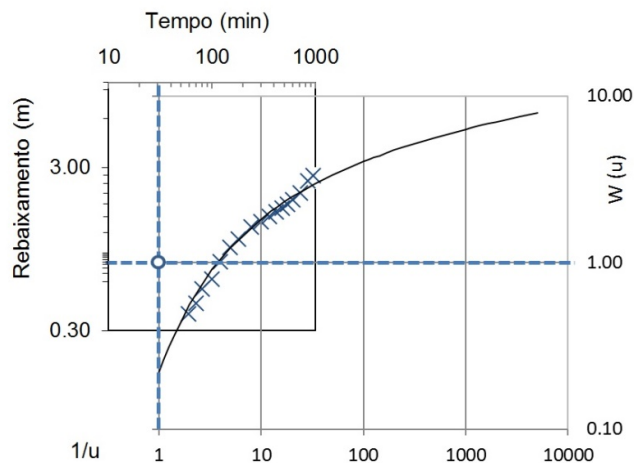
Figura 5.6 – Superposição da série de Theis com a observação dos níveis dinâmicos no poço PT 04 e bombeamento no poço PT 05, a 342 m.



Fonte: O Autor (2015)

O segundo teste iniciou-se em 22/08/1976 com duração de 24 horas. No bombeamento foi utilizado um compressor bombeando no poço PT 02 com uma vazão inicial de 144 m<sup>3</sup>/h nas duas primeiras horas e diminuindo para 120 m<sup>3</sup>/h que se manteve até o final do teste. As observações dos níveis dinâmicos foram feitas no poço PT 01 distante 290 m. Os resultados de rebaixamento vs. tempo com superposição na série convergente de Theis estão apresentados na Figura 5.7.

Figura 5.7 – Superposição da série de Theis com a observação dos níveis dinâmicos no poço PT 01 e bombeamento no poço PT 02, a 290 m.



Fonte: O Autor (2015)

Os resultados encontrados para o coeficiente de armazenamento do aquífero Rio da Batateira, obtidos a partir desses testes de bombeamento, estão representados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Coeficientes de armazenamento ( $S$ ) determinados pelo Método de Theis

Poço Bombeado	Poço Observado	R (m)	Parâmetros de Theis		Dados da superposição dos diagramas		Propriedades Determinadas	
			u	W (u)	s (m)	Tempo (min)	$T \times 10^{-3}$ (m <sup>2</sup> /s)	$S \times 10^{-4}$
PT 05	PT 04	342	1	1	1,05	60	3,03	3,73
PT 02	PT 01	290	1	1	0,70	30	4,36	3,73

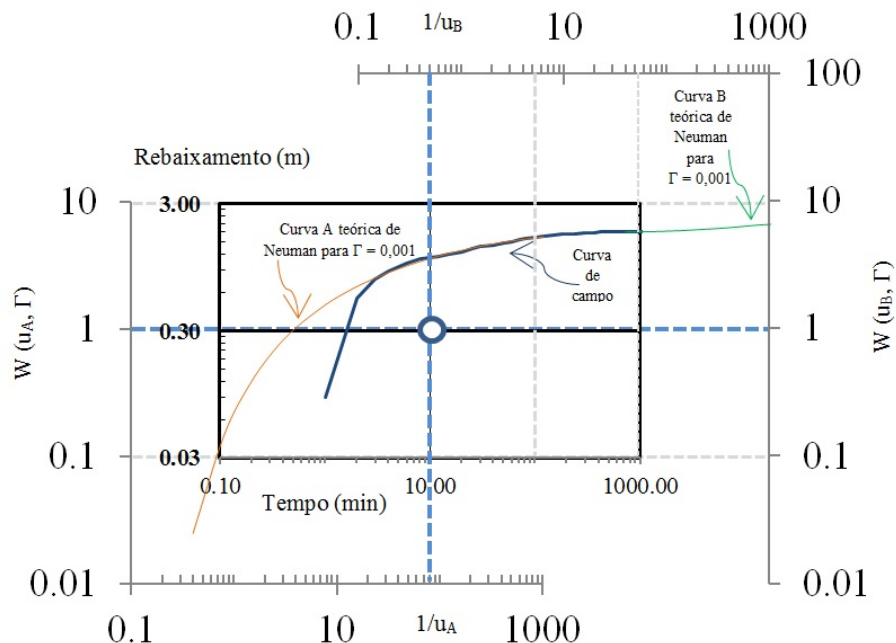
Os valores dos coeficientes de armazenamento da Tabela 5.4 calculados para os poços de observação pelo método de Theis estão dentro dos limites de definição de aquífero confinado, ou seja,  $5 \times 10^{-5} \leq S \leq 5 \times 10^{-3}$  (FREEZE; CHERRY, 1979).

### 5.3.2. Coeficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ )

Para a determinação do coeficiente de armazenamento efetivo do aquífero livre foi utilizado um teste de bombeamento no poço PT 01 com observação no poço PT 04 (antigo), distante 13,4 metros do poço bombeado. Durante o teste, a vazão foi mantida constante em 102 m<sup>3</sup>/h.

O conjunto de curvas de Neuman, Figura 2.2, que é aplicado na determinação de parâmetros hidrodinâmicos de aquíferos livres com drenagem retardada, foram plotadas em escala bilog  $W(u_A, \Gamma) \times 1/u_A$  e  $W(u_B, \Gamma) \times 1/u_B$  e tiveram suas escalas ajustadas para que fosse possível efetuar o melhor ajuste dos ramos inicial e final com a curva de campo, também em escala bilog Rebaixamento (m) x Tempo (min), gerada a partir do teste de rebaixamento do poço de observação, PT 04 (antigo). O gráfico gerado pela superposição das curvas é apresentado na Figura 5.8.

Figura 5.8 – Superposição das curvas padrões de Neuman com a observação dos níveis dinâmicos no poço PT 01 e bombeamento no poço PT 02, a 290 m.



Fonte: O Autor (2015)

Com o gráfico gerado foi possível definir os parâmetros de Neuman para solucionar a equação para determinar a transmissividade ( $T$ ), o coeficiente de armazenamento ( $S$ ) e o coeficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ ) do poço PT 04 (antigo) (Tabela 5.5).

Assim, foi encontrada para o poço PT 04 (antigo) uma transmissividade média de  $7,52 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ , um coeficiente de armazenamento de  $1,26 \times 10^{-3}$  e um coeficiente de armazenamento efetivo de 0,2, conforme apresentado na Tabela 5.6.

Tabela 5.5 – Parâmetros de Neuman determinados graficamente

$W(u_A, \Gamma)$	$W(u_B, \Gamma)$	$1/u_A$	$1/u_B$	Rebaixamento (m)	Tempo (min)
1	1	80	0,5	0,30	10



Tabela 5.6 – Propriedades determinadas através do método gráfico de Neuman

Curva de Neuman	$T \times 10^{-3}$ (m <sup>2</sup> /s)	$S \times 10^{-3}$	$S_y$	$K \times 10^{-5}$ (m/s)
A	7,52	1,26	-	7,16
B	7,52	-	0,20	7,16

Na superposição da curva de campo com as curvas padrão de Neuman, principalmente com a curva B referente à etapa final do teste de bombeamento, houve pequena incerteza na alocação exata que proporcionasse um melhor ajuste das curvas. Foi observado, pelas curvas padrões de Neuman, que a partir do valor de  $1/u_B$  igual a 50 o rebaixamento começava novamente a aumentar, o que não foi verificado no teste de bombeamento, tendo o rebaixamento se estabilizado em 1,82 m. É recomendado que os testes de aquífero para fins de determinação do coeficiente de armazenamento efetivo sejam realizados por tempos mais prolongados, de modo a observar a parte final da curva de rebaixamento.

Baseado nos dados das Tabelas 5.4 e 5.6 foram considerados e utilizados um coeficiente de armazenamento médio de  $3,73 \times 10^{-4}$  e um coeficiente de armazenamento efetivo de 20% em todo o domínio do modelo.

### 5.3.3. Condutividade Hidráulica ( $K$ )

A simplificação de Cooper e Jacob aplicada na determinação da transmissividade ( $T$ ) e da condutividade hidráulica ( $K$ ) se torna aceitável, na prática, somente para valores de  $u$  menores que 0,1. Nos diagramas gerados verificou-se que o alinhamento dos pontos, segundo uma reta, somente se observa depois de decorrido algum tempo. As primeiras medições não foram consideradas na definição da reta. Nesses casos, verificou-se que os pontos iniciais não alinhados segundo uma reta, estavam fora do período de validade da aproximação do método.

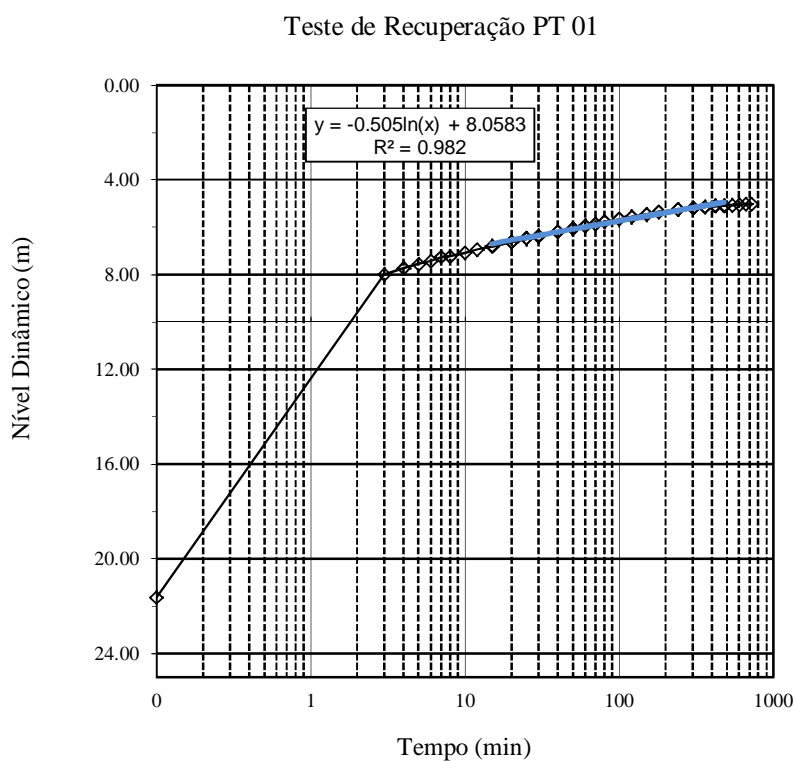
Uma vez que as medições de rebaixamento foram feitas no próprio poço bombeado, a simplificação de Cooper-Jacob se torna válida, pois como os valores de  $r \rightarrow 0$ , os valores de  $u$  se tornam muito baixos, condições essas que implicam em erros muito pequenos.

Como as medições ocorreram no próprio poço bombeado, as propriedades de transmissividade ( $T$ ) e condutividade hidráulica ( $K$ ) foram determinadas a partir da análise dos testes de bombeamento na sua fase de recuperação do nível d'água. Essa análise pode

fornecer uma boa aproximação dos parâmetros uma vez que, nessas condições, a vazão é constante e ocorre com uma taxa uniforme, sendo igual ao volume extraído durante a etapa de bombeamento.

Na Figura 5.9 está apresentada a aplicação do método de Cooper e Jacob para o teste de bombeamento do poço PT 01 em sua fase de recuperação e a Tabela 5.7 apresenta o resultado dos cálculos da transmissividade e condutividade hidráulica para os 17 poços. O método aplicado nos outros poços está disponível no APÊNDICE G.

Figura 5.9 – Fase de recuperação do teste de bombeamento do poço PT 01. Aplicação do método de Cooper-Jacob na determinação da transmissividade e condutividade hidráulica ao redor do poço



Fonte: O Autor (2015)

Tabela 5.7 – Propriedades determinadas para 17 poços com dados de testes de bombeamento

Poço	Vazão (m <sup>3</sup> /h)	Espessura Saturada (m)	$T \times 10^{-3}$ (m <sup>2</sup> /s)	$K \times 10^{-5}$ (m/s)
PT 01	102,0	105,2	4,50	4,24
PT 02	120,0	135,3	3,80	2,80
PT 03	120,0	131,5	2,70	2,90
PT 04	144,0	132,0	2,40	1,84
PT 05	144,0	155,0	1,80	1,14
PT 06 (antigo)	144,0	200,0	1,90	0,94
PT 07	120,0	122,0	1,60	1,30
PT 08	46,6	174,6	0,60	0,35
PT 09	33,0	86,0	5,20	6,10
PT 10	63,9	114,0	8,00	8,29
PT 11	66,0	80,5	3,90	4,89
PT 12	113,1	110,1	6,30	5,69
PT 13	101,9	89,6	4,80	5,41
PT 14	158,4	145,9	7,90	5,42
PT 15	88,0	115,3	3,20	2,75
PT 16	198,0	124,1	1,40	11,20
PT 17	214,0	81,4	9,50	11,70

#### 5.3.4. Condutividade Hidráulica em zona vadosa ( $K_{fs}$ )

O valor de condutividade hidráulica saturada na zona vadosa obtido em campo com o permeâmetro tipo Guelph e pelo método matemático de Reynolds e Elrick (1989) foi de  $0,96 \cdot 10^{-5}$  m/s ou 0,83 m/dia; portanto, dentro da faixa estimada por Auge (2004) que sugeriu valores próximos a 1 m/dia em solos com predominância tipo arenosa.

### 5.4. Modelagem do Fluxo Hídrico Subterrâneo

#### 5.4.1. Construção do Modelo Conceitual

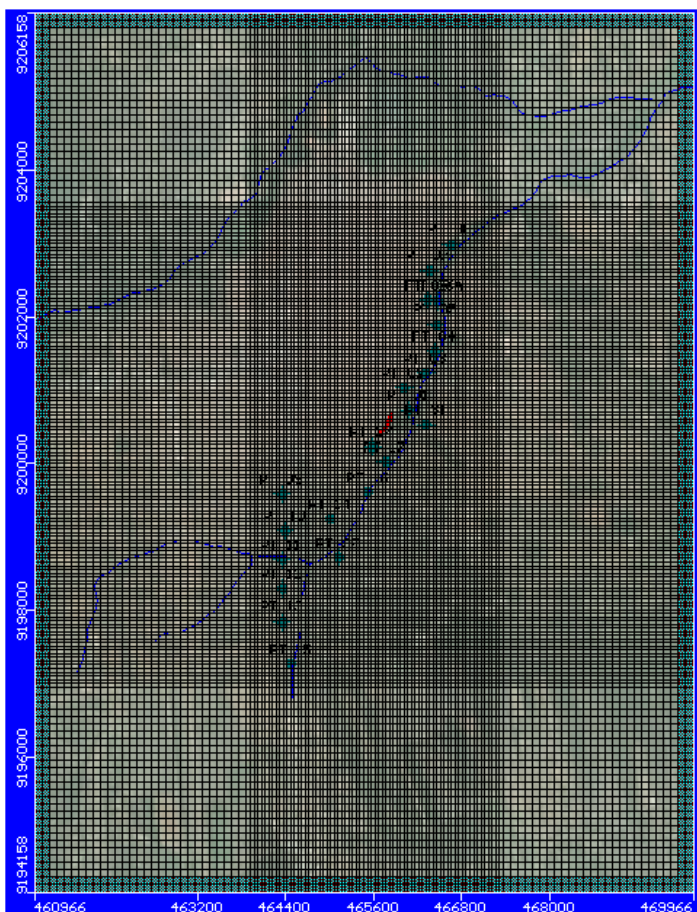
A área de domínio do modelo tem extensão de 9000 m x 12000 m, sendo escolhida de tal forma que a área de interesse, de aproximadamente 2500 m x 6000 m,

correspondente à bateria de poços do sistema de abastecimento, ficasse centralizada na malha para não sofrer interferência dos contornos nas simulações. Essa área de interesse teve como base a localização dos poços de abastecimento usados pela CAGECE na cidade de Juazeiro do Norte, onde tiveram um maior refinamento da malha de discretização.

Para a entrada de dados no *Visual MODFLOW Classic* foi criada uma malha inicial de 120 linhas e 90 colunas, com dimensão de cada célula da malha inicialmente de 100 m x 100 m.

Posteriormente, a malha foi refinada em torno dos poços da bateria para melhorar a definição dos rebaixamentos da superfície potenciométrica. Este refinamento foi feito utilizando um fator de dois, de modo que a dimensão horizontal de cada célula em torno da bateria de poços, após o refinamento, passou a ser 100 m x 100 m nas regiões distantes da bateria, e 50 m x 50 m na zona dos poços (Figura 5.10).

Figura 5.10 – Malha de discretização do domínio do modelo

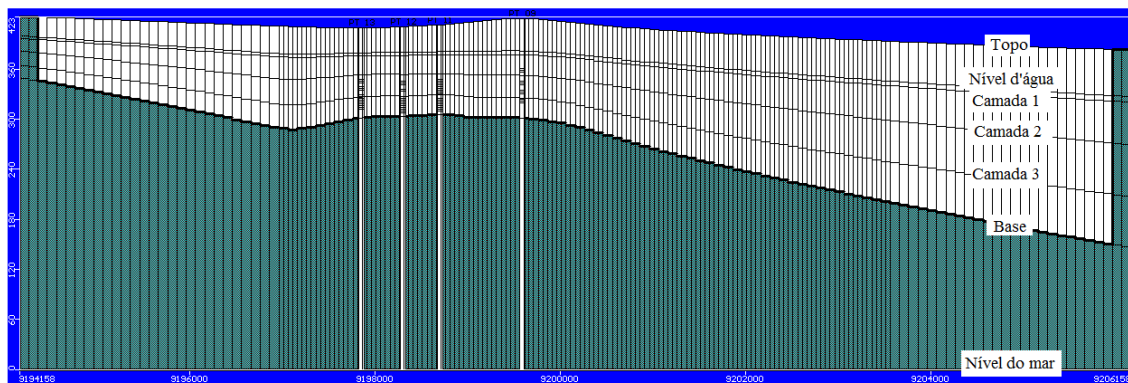


Fonte: O Autor (2015)

A partir de um banco de dados do perfil dos poços disponíveis na base de dados SIAGAS, foram geradas através do *software* SURFER as superfícies: i) topo da camada superior, representando a superfície topográfica; ii) nível estático, indicando a superfície piezométrica inicial e iii) base da camada inferior, representando a camada argilosa que limita o aquífero explorado.

As superfícies foram importadas para o *Visual MODFLOW Classic* para delimitar verticalmente o aquífero e os poços de bombeamento foram adicionados ao modelo com seus respectivos intervalos de filtros, vazões de bombeamento e raios. A Figura 5.11 mostra um corte transversal ao longo de uma coluna da malha na região dos poços da bateria. Nela aparece o limite das superfícies da base, do topo, do nível estático e mais três camadas adicionadas para refinar o modelo e melhorar a definição do transporte de contaminantes no aquífero. A camada entre a base do aquífero e o nível do mar foi desativada.

Figura 5.11 – Superfícies inseridas no modelo. Topo: superfície topográfica; Nível d'água: nível estático obtido de dados de perfuração; Camadas 1, 2 e 3: superfícies representando lentes de argilas e arenitos; Base: fundo do aquífero delimitado por uma camada de argila e Nível do Mar: superfície de referência



Fonte: O Autor (2015)

Como o modelo conceitual proposto considerou cinco camadas ativas, a superior foi admitida como não confinada e as subjacentes confinadas.

O meio poroso foi considerado homogêneo e isotrópico, com discretização de condutividade hidráulica na região da bateria de poços. As propriedades hidrogeológicas adotadas foram a condutividade hidráulica ( $K$ ) (Tabela 5.7), o coeficiente de armazenamento ( $S$ ) (Tabela 5.4) e o coeficiente de armazenamento efetivo ( $S_y$ ) (Tabela 5.6).

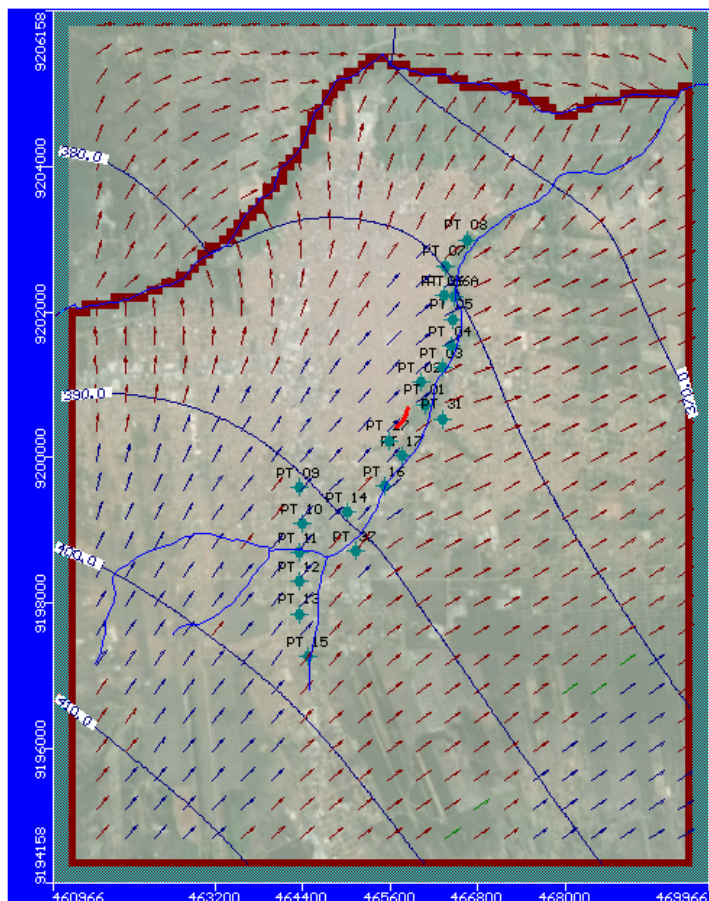
Como condições de contorno do modelo, foram atribuídas cargas constantes no rio da Batateira, que é perene, e nas bordas do modelo através da consideração de um gradiente hidráulico de 4‰ na direção do fluxo, como proposto por Mendonça (1996).

#### 5.4.2. Simulação em regime estacionário

Na elaboração do modelo de fluxo subterrâneo, as condições iniciais são representadas pela distribuição das cargas hidráulicas em todo o domínio de simulação, e, assim como as condições de contorno tem incertezas quanto a sua definição. Nesse sentido, foi simulada inicialmente uma condição estacionária de escoamento para servir como superfície potenciométrica inicial para as simulações transientes.

Na Figura 5.12 está representada a simulação em regime estacionário, com as marcações das condições de contorno que foram usadas como base na geração das linhas de cargas equipotenciais no aquífero.

Figura 5.12 – Linhas equipotenciais de 10 em 10 metros e direção do fluxo para regime estacionário



Fonte: O Autor (2015)

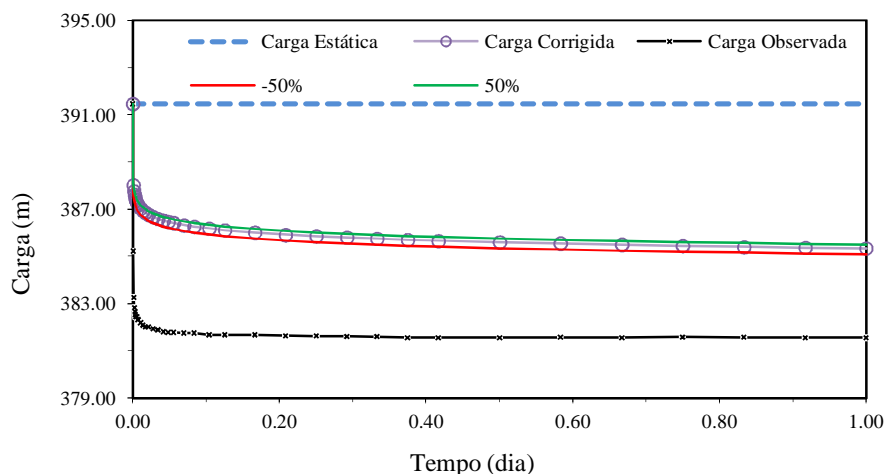
### 5.4.3. Simulação em regime transiente

Usando as propriedades do aquífero, as condições de contorno definidas na construção do modelo conceitual e a superfície potenciométrica inicial obtida na simulação em regime estacionário, foram realizadas as simulações em regime transiente.

### Correção das perdas de carga dos poços

Durante a correção da perda de carga, uma análise de sensibilidade do coeficiente de armazenamento foi realizada no poço PT 11 (Figura 5.13). A escolha da análise sensibilidade nesse poço foi pelo fato dele estar posicionado distante da área dos testes de bombeamento que possibilitaram os cálculos dos coeficientes de armazenamento.

Figura 5.13 – Correção da perda de carga e análise de sensibilidade do coeficiente de armazenamento – PT 11



Fonte: O Autor (2015)

Os resultados mostram que uma variação de 50% tanto para mais quanto para menos na medida de  $S$  provoca uma alteração de carga corrigida calculada inferior a 2%. Devido a essa baixa sensibilidade do modelo a variações no coeficiente de armazenamento numa área afastada da bateria de poços, considerou-se esse parâmetro como sendo homogêneo em todo o domínio do modelo. As correções das perdas de cargas para todos os poços simulados estão apresentadas no APÊNDICE H.

Com a Equação 4.22 foram calculadas as perdas naturais e comparadas com as perdas observadas (rebaixamento) em 24 h de bombeamento para o cálculo da eficiência hidráulica dos poços da bateria (Tabela 5.8).

Tabela 5.8 – Eficiência hidráulica dos 17 poços de bombeamento utilizados no abastecimento público de Juazeiro do Norte.

<b>Poço Bombeado</b>	<b>Vazão (m³/h)</b>	<b>R<sub>p</sub> (m)</b>	<b>Δ<sub>calculado</sub> (m)</b>	<b>Δ<sub>observado</sub> (m)</b>	<b>Eficiência (%)</b>
PT 01	102,0	0,41	8,31	16,82	49
PT 02	120,0	0,41	11,39	19,57	58
PT 03	120,0	0,41	15,43	18,61	83
PT 04	144,0	0,41	20,71	24,83	83
PT 05	144,0	0,41	27,99	30,92	91
PT 06 (antigo)	144,0	0,37	26,63	28,17	95
PT 07	120,0	0,41	25,76	29,23	88
PT 08	46,6	0,41	24,61	28,02	88
PT 09	33,0	0,44	2,19	5,48	40
PT 10	63,9	0,44	2,83	5,90	48
PT 11	66,0	0,37	6,12	9,91	62
PT 12	113,1	0,41	6,70	9,85	68
PT 13	101,9	0,41	7,67	10,92	70
PT 14	158,4	0,41	7,53	11,56	65
PT 15	88,0	0,41	9,87	14,22	69
PT 16	198,0	0,41	5,53	9,20	60
PT 17	214,0	0,44	8,49	11,67	73

#### Calibração da condutividade hidráulica

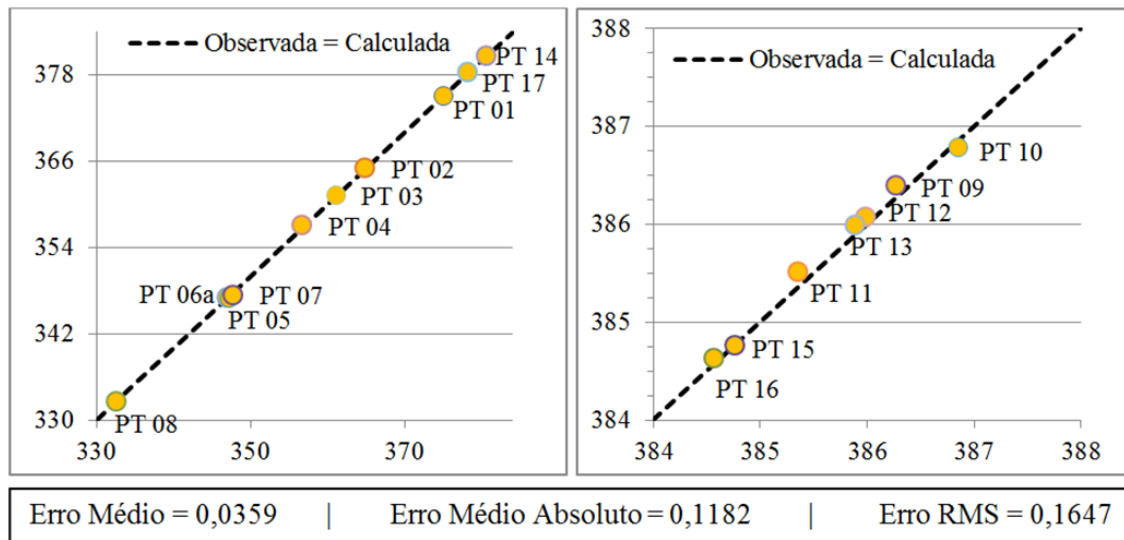
Após corrigidas as perdas das cargas observadas no bombeamento, as simulações transientes foram calibradas através dos ajustes das cargas hidráulicas em cada poço, por meio de variações nas condutividades hidráulicas ao redor do poço e da inclusão de estratos de silte e argila obtidas de informações do perfil litológico do poço, até que a carga hidráulica simulada pelo *Visual MODFLOW Classic* se ajustasse à carga observada no teste de bombeamento.

Os gráficos das cargas hidráulicas observada *versus* cargas hidráulicas calculadas pelo *Visual MODFLOW Classic* de todos os poços do domínio do modelo e a estatística de erros (Equações 4.23, 4.24 e 4.25) encontram-se na Figura 5.14. Os dados foram obtidos após



24 horas de bombeamento, exceto para os poços 09 e 10 que estão apresentadas no gráfico após 12 horas de bombeamento. Os ajustes individuais de cada poço são apresentados na Figura 5.15.

Figura 5.14 – Carga hidráulica calculada *versus* carga observada e estatística de erros



Fonte: O Autor (2015)

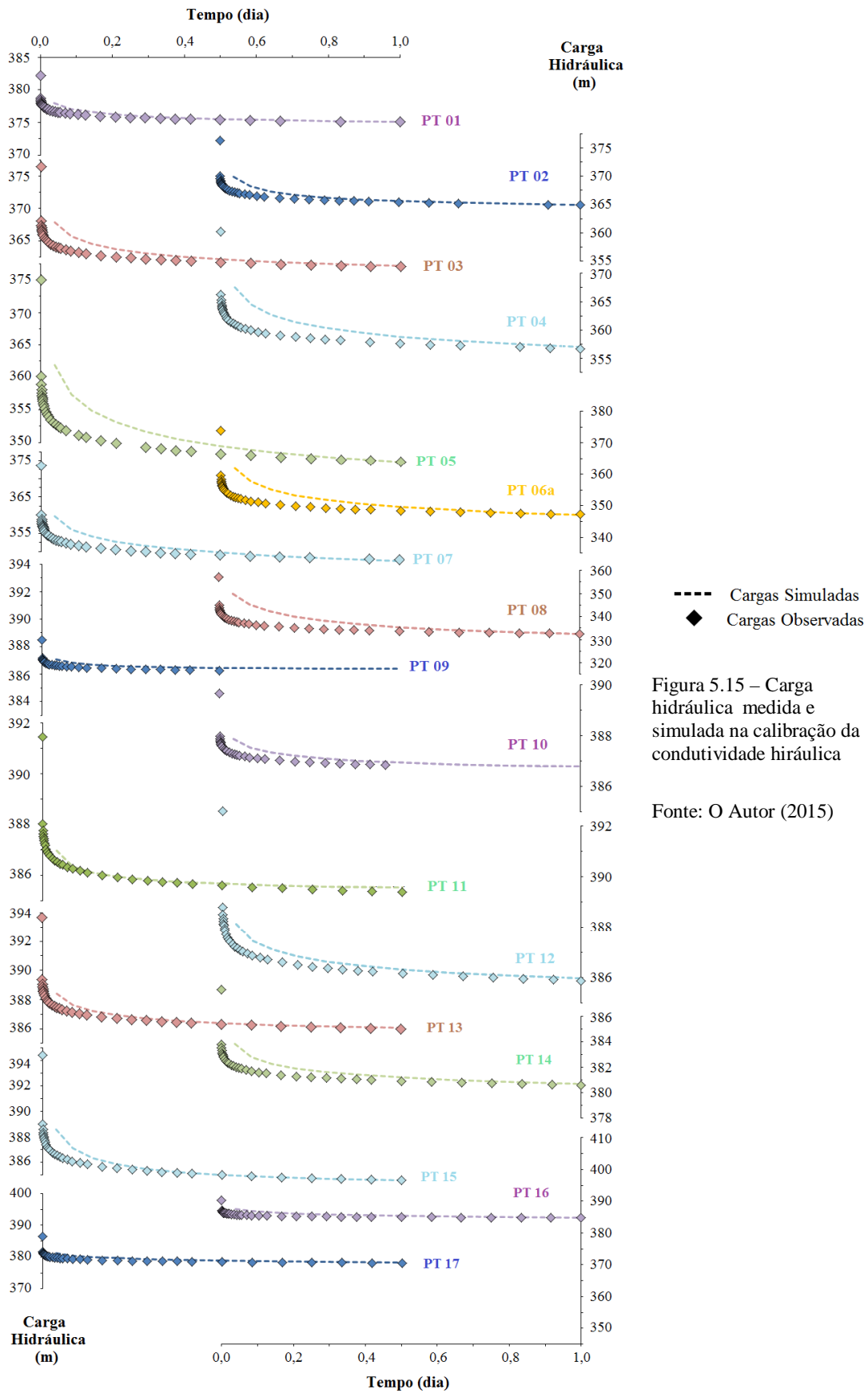


Figura 5.15 – Carga hidráulica medida e simulada na calibração da condutividade hidráulica

Fonte: O Autor (2015)

No ajuste das cargas dos poços PT 06a, PT 08, PT 14 e PT 17 foi necessário adicionar no estrato acima da camada 1, em torno desses poços, uma condutividade hidráulica da ordem de  $10^{-9}$  m/s, representando os folhelhos encontrados no perfil estratigráfico extraído do perfil litológico do poço disponível na base de dados SIAGAS.

Ao final da calibração, todos os poços apresentaram um bom ajuste no final do bombeamento, necessitando para isso uma redução das condutividades hidráulicas inicialmente admitidas dos cálculos feitos nos testes de bombeamento (Tabela 5.9), para aumentar as perdas laminares no aquífero e provocar maiores rebaixamentos.

Tabela 5.9 – Condutividade hidráulica na zona dos poços após a calibração do modelo

Poço	$K \times 10^{-5}$ (m/s)	
	Teste de Bombeamento	Após Ajuste das Cargas
PT 01	5,11	2,40
PT 02	2,66	1,20
PT 03	1,91	1,00
PT 04	1,74	0,80
PT 05	1,10	0,50
PT 06a	0,94	0,60
PT 07	1,22	0,56
PT 08	0,35	0,15
PT 09	5,84	2,70
PT 10	8,29	4,00
PT 11	4,89	2,30
PT 12	5,69	3,90
PT 13	5,41	3,10
PT 14	5,42	3,20
PT 15	2,75	1,20
PT 16	11,22	9,00
PT 17	11,68	7,50

Essas alterações nas condutividades ocorrem, porque sempre haverá uma diferença entre as simulações, a partir do modelo conceitual adotado, e o cenário real de fluxo

hídrico existente. A dificuldade de modelar o fluxo de água subterrânea está em conseguir reproduzir fielmente o sistema aquífero devido a sua complexidade hidrogeológica; sendo assim, por verificar que os valores de condutividades encontrados no ajuste de cargas estão dentro da mesma ordem de grandeza dos valores encontrados nos testes de bombeamento, considera-se os valores de calibração coerentes e aceitáveis.

#### 5.4.4. Simulação de fluxo subterrâneo e validação do modelo

Com os parâmetros hidrodinâmicos do aquífero calibrados, foi realizada uma simulação de 365 dias de exploração com todos os poços da bateria bombeando com vazões máximas executadas no ano de 2014, considerando poços ativos e inativos no período.

Como condição de contorno, foi considerada uma recarga de 322 mm/ano que corresponde à taxa de recarga por infiltração direta da chuva (Tabela 5.10) e por retorno de água servida (Tabela 5.11) no período.

Tabela 5.10 – Infiltração da chuva no domínio do modelo no ano de 2014, usando a Equação 4.19.

Evento chuvoso	Início do evento (dia)	Fim do evento (dia)	Precipitação acumulada (mm)	Recarga no período (mm)
1	09/02	11/03	404	57,5
2	16/03	14/04	386	52,5
<b>Total (mm/ano) =</b>				<b>110,0</b>

Tabela 5.11 – Infiltração da água de retorno no perímetro urbano de Juazeiro do Norte.

Volume macromedido x $10^6$ m <sup>3</sup> /ano (MOURA, 2014)	Cobertura urbana de esgoto (IPECE, 2012)	Volume de retorno x $10^6$ m <sup>3</sup> /ano	Área do perímetro urbano x $10^6$ m <sup>2</sup>	Recarga no período (mm/ano)
18,91	37%	11,91	56,15	<b>212,0</b>

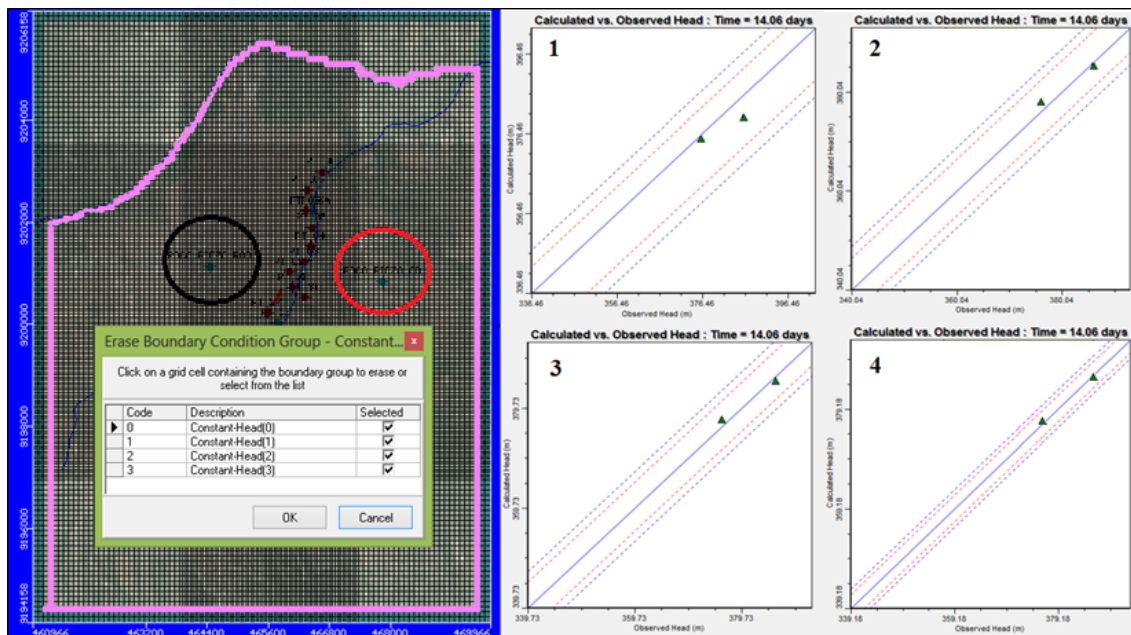
A taxa de recarga calculada na Tabela 5.10, com a Equação 4.19, corroboram às encontradas pelo DNPM (1996) que quantificou recargas do sistema aquífero médio em torno de 103,2 mm/ano, por Anjos (2000) que obteve uma taxa de recarga de 148,2 mm/ano para a

infiltração da chuva na área do gráben Crato-Juazeiro, através do cálculo da vazão de escoamento natural, e por Souza (2007) que determinou uma recarga de 108,7 mm/ano em Juazeiro do Norte por meio de balanço hídrico.

Na Tabela 5.11, a taxa de recarga definida corresponde à parcela de água não captada pelo sistema de coleta de esgoto urbano, pois essa parcela de água transforma-se em recarga difusa ou pontual de águas servidas. A parcela pontual corresponde à soma das duas recargas de esgotos estimadas Seção 5.2.2, e a parcela difusa corresponde a 183 mm, em toda área urbana da cidade. A água captada pelo sistema de coleta de esgoto é drenada para fora do domínio do modelo.

As cargas constantes na fronteira do modelo representam as condições de contorno para o início da simulação de 365 dias e foram calibradas através de dois poços com níveis estáticos monitorados pela COGERH. As cargas constantes foram alteradas até se conseguir o melhor ajuste entre as cargas calculadas e observadas, com os poços de bombeamento da CAGECE em operação. Após quatro mudanças de cargas, verificou-se pelos erros calculados, que o modelo mostrou bom ajuste das cargas simuladas aos dados observados em campo (Figura 5.16). O valor de RMS normalizado é de 6,2%.

Figura 5.16 – Calibração das cargas constantes na fronteira do domínio do modelo. Ajustes de cargas do poços monitorados pela COGERH



Erro Médio = 0,115

Erro Médio Absoluto = 0,615

Erro RMS = 0,442

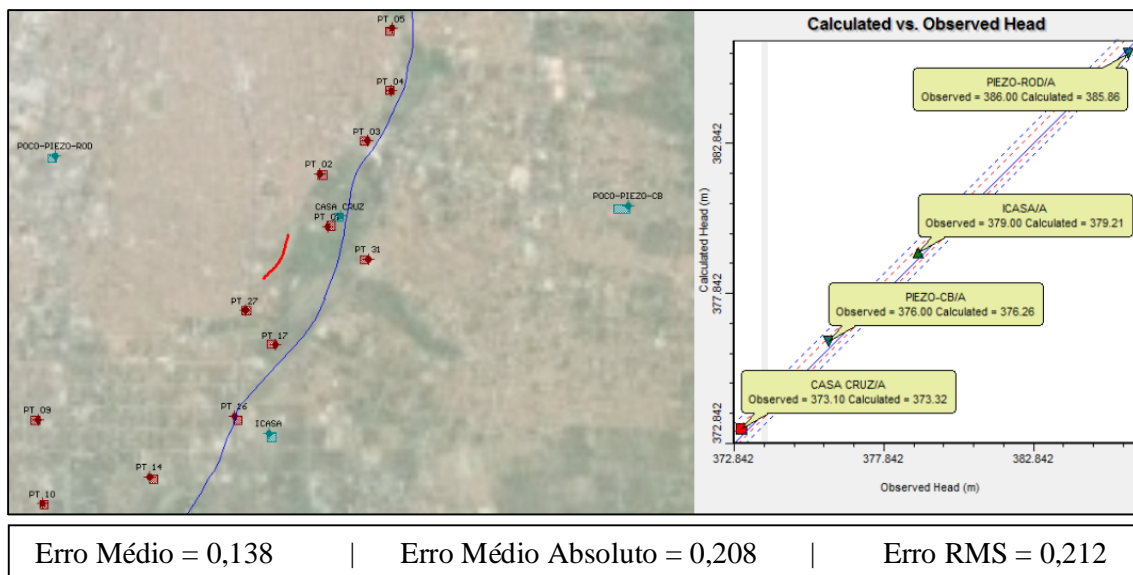
A validação do modelo de fluxo foi realizada pela comparação entre as cargas hidráulicas obtidas na simulação de fluxo subterrâneo e as cargas hidráulicas medidas em poços piezométricos existentes e identificadas na área de estudo. As medidas das cargas hidráulicas realizadas em julho de 2015 nos piezômetros estão apresentadas na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 – Cargas hidráulicas observadas em campo

Piezômetro	UTM		Carga hidráulica observada (m)
	X	Y	
CASA CRUZ	466051	9200872	373
ICASA	465644	9199493	379
PIEZO-CB	467857	9200854	376
PIEZO-ROD	464451	9201155	386

Com modificações nas taxas de vazão volumétrica, obedecendo-se a capacidade de bombeamento de cada bomba instalada e o projeto de cada poço usado na calibração do modelo conceitual, obteve-se um ajuste de cargas satisfatório para o modelo de fluxo simulado, conforme mostrado na Figura 5.17. O erro RMS normalizado desta validação é de 1,6%.

Figura 5.17 – Validação do modelo de fluxo através do ajuste entre cargas hidráulicas observadas e calculadas

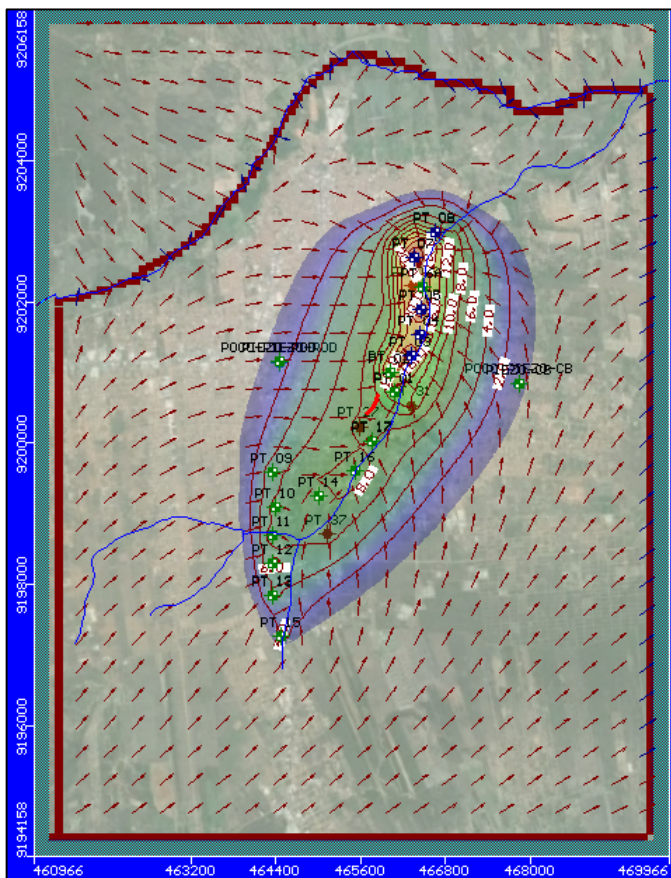


Fonte: O Autor (2015)

Na validação do modelo de fluxo, o modelo gerado retornou valores bastante confiáveis de cargas hidráulicas ao longo de toda a área de interesse, devido principalmente à boa distribuição espacial dos dados de monitoramento de níveis estáticos obtidos nas medidas realizadas em campo dos níveis d'água dos poços piezométricos.

O modelo hidrogeológico resultante para fluxo estacionário após 365 dias de bombeamento pode ser visualizado na Figura 5.18, onde se observa a existência de cone de rebaixamento do nível d'água na porção central do domínio do modelo. O fluxo de água subterrânea segue a topografia do terreno, com as águas movendo-se em direção do rio da Batateira de menor cota topográfica.

Figura 5.18 – Linhas equipotenciais de rebaixamentos de 2 em 2 metros e direção do fluxo para regime estacionário em um período de 365 dias de bombeamento



Fonte: O Autor (2015)

A parte colorida da figura representa a extensão total do efeito do bombeamento sobre o aquífero sedimentar médio no município de Juazeiro do Norte, com área aproximada

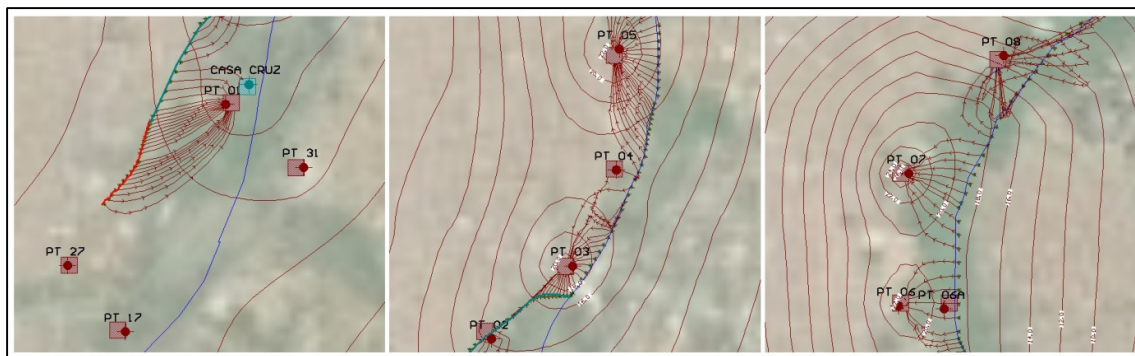
de 20,3 km<sup>2</sup>. Na zona às margens do riacho dos Macacos, os maiores rebaixamentos chegam a 37,8 m no poço PT 08; 28,8 m no poço PT 07; 24,8 m no PT 03 e 24,7 m no PT 05.

Em simulações de rebaixamento do nível d'água realizadas na área de estudo para o ano de 1992, Mendonça *et al.* (2005) determinaram um rebaixamento máximo na área de 30 m, após um período de três anos de seca, acarretando no desaparecimento das lagoas dos Macacos e Seca, sendo este mesmo desaparecimento observado nos dias de hoje.

Através do *software* MODPATH, acoplado ao modelo de fluxo subterrâneo gerado pelo *software* Visual MODFLOW Classic, investigou-se as conexões hidráulicas entre o canal de drenagem e o riacho dos Macacos e a bateria de poços localizada à margem do riacho dos Macacos, acompanhando as trajetórias das partículas em movimento advectivo provenientes da carga contaminante.

A Figura 5.19 mostra que as partículas lançadas ao longo do canal de drenagem e pelo riacho dos Macacos migram advectivamente em direção aos poços ao longo da bateria, de modo que uma contribuição volumétrica de esgoto proveniente dessas fontes contaminantes podem justificar as altas concentrações de cloreto e nitrato nas águas desses poços. Os poços PT 17, PT 27 e PT 31 não sofreram interferências das partículas lançadas pelos canais contaminantes, sendo, deste modo, provavelmente contaminados por lançamentos diretos de esgotos domésticos em fossas “negras”.

Figura 5.19 – Transporte de partículas provenientes do canal de drenagem e do riacho dos Macacos



Fonte: O Autor (2015)

Um dos poços ao longo da bateria que sofre com problema de contaminação por cloretos e nitratos é poço PT 01. As concentrações desses íons encontradas nas águas do poço nos últimos quatro anos (Tabela 5.13) indicam aumento desses contaminantes a partir de esgotos domésticos, já que o crescimento nas concentrações desses dois íons em águas subterrâneas indica a provável contaminação por meio dessa fonte. As concentrações naturais



desses dois íons encontradas no aquífero médio em poços distantes indicam teores médios de cloreto de 12 mg/L e de nitrogênio de nitrato próximo de zero.

Os altos índices de cloreto e nitrato também são observados nos demais poços da bateria.

Tabela 5.13 – Concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{NO}_3^-$ ) e  $\text{Cl}^-$  nas águas do poço PT 01

Poço	Data da coleta e análise	Íon (mg/L)		Limites Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (mg/L)	
		$\text{Cl}^-$	$\text{N-NO}_3^-$ ( $\text{NO}_3^-$ )	$\text{Cl}^-$	$\text{N-NO}_3^-$
PT 01	08/09/11	40,38	5,65 (26,00)	250,00	10,00
PT 01	22/11/11	44,28	7,62 (33,71)		
PT 01	28/03/12	46,15	1,72 (7,60)		
PT 01	27/06/12	44,28	5,98 (26,40)		
PT 01	21/11/12	44,28	-		
PT 01	20/02/14	45,05	9,16 (40,53)		
PT 01	30/04/14	46,00	8,28 (36,60)		
Valores médios aproximados		45,00	7,20 (32,00)		

### 5.5. Transporte de Contaminantes na Zona Vadosa

A característica conservativa do íon cloreto (SVENSSON *et al.* 2012) torna sua medida um parâmetro geralmente usado na identificação da deterioração da qualidade da água (RICHTER; KREITLER, 1993; MANWELL; RYAN, 2006; LUCAS *et al.* 2010), sendo este íon usado nesta pesquisa como traçador de águas provenientes de esgotos domésticos, ricas em cloreto.

Para simular o transporte de contaminantes, a partir do canal de drenagem para os poços ao longo do riacho dos Macacos, a hipótese utilizada na modelagem foi que as concentrações de cloretos encontradas nos poços são originadas da mistura das águas naturais do aquífero, cuja concentração média é de 12 mg/L, com as águas contaminantes ricas em cloreto, como visto na Tabela 5.1.

Na da Figura 5.19 verifica-se, pelo transporte de partículas simulado com o *software* MODPATH, que a contribuição vertical de contaminantes provenientes do canal de drenagem e do riacho dos Macacos é captada pelos poços ao redor.

Para o poço PT 01, por exemplo, realizou-se um balanço de massa para o íon cloreto, onde foi verificado que uma contribuição volumétrica de 55% de esgoto justificaria a concentração de 45 mg/L encontrada no poço.

Como o poço PT 01 possui uma vazão de bombeamento de 75 m<sup>3</sup>/h, então 41,25 m<sup>3</sup>/h seriam provenientes de contribuição de água de retorno. Através de medidas de vazão, verificou-se que a vazão média de infiltração vertical do canal (Seção 5.2.2) é de 10,03 m<sup>3</sup>/h, sendo o restante (31,22 m<sup>3</sup>/h) advindo de contribuição difusa, que é captada pelo cone de rebaixamento do poço PT 01.

A contribuição difusa estimada próxima a poço PT 01 é compreensível visto que também são encontrados valores altos de cloretos e nitratos nos poços PT 27 e PT 31, que ficam em suas proximidades e não recebem partículas do canal de drenagem. Nos demais poços, a contribuição de esgoto, calculada a partir do balanço de massa de cloretos, varia conforme a Tabela 5.14.

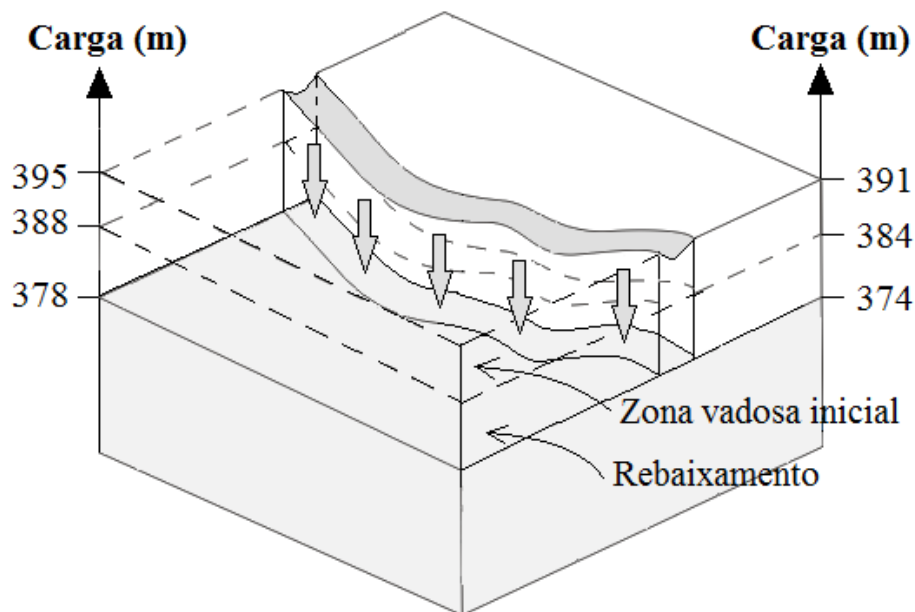
Tabela 5.14 – Contribuição média percentual de esgoto na composição e na vazão dos poços da bateria de poços da CAGECE

Poço	Cloreto médio no poço (mg/L)	Contribuição de esgoto (%)	Vazão de esgoto (m <sup>3</sup> /h)
PT 01	45,0	55,0	41,3
PT 02	48,0	52,9	22,0
PT 03	41,0	42,6	52,0
PT 04	26,0	20,6	7,4
PT 06	40,0	41,2	23,5
PT 07	39,0	39,7	35,7
PT 17	13,0	1,5	-
PT 27	29,0	25,0	18,0
PT 31	19,0	10,3	4,3

As contribuições de esgoto apresentadas na Tabela 5.13 replicam os resultados encontrados por Mendonça *et al.* (2005) que determinaram, para a mesma área de estudo, contribuições volumétricas entre 10 e 70% de águas mais mineralizadas na composição da água dos poços ao longo do riacho dos Macacos.

Para a contribuição vertical de contaminantes nitrogenados, foi construído com o *software* PHREEQC *interactive* um modelo para simular o transporte reativo de compostos nitrogenados. A fim de ilustrar os processos oxidativos durante a conversão de amônia a nitrato durante a percolação do esgoto na zona vadosa, foi gerado ao redor do poço PT 01 um domínio de modelo unidimensional, que teve como base os resultados obtidos no modelo de fluxo gerado pelo *software* Visual MODFLOW *Classic*. Um esboço ilustrativo do processo de percolação é representado na Figura 5.20.

Figura 5.20 – Croqui da contribuição vertical de contaminantes a partir do canal de drenagem receptor de esgotos domésticos



Fonte: O Autor (2015)

#### 5.5.1. Entrada de dados

Os parâmetros de entrada foram inseridos no modelo PHREEQC *interactive*, para garantir na linha freática do aquífero, concentração de nitrato que, misturada com a água natural do aquífero, garantisse na zona de produção do poço PT 01 concentrações de nitrato próximas às observadas nos monitoramentos.

Para as reações químicas durante o transporte vertical reativo, foi determinado a necessidade de um aporte mínimo de 58 mg/L de nitrato (ou 13 mg/L de  $N-NO_3^-$ ) à linha freática do aquífero, de modo que essa contribuição misturada à água natural daria a composição de nitrato produzida pelo poço PT 01 quando bombeado, ou seja 32 mg/L (ou 7,5 mg/L de  $N-NO_3^-$ ).

Na área de estudo desta pesquisa, há presença importante de lentes de argila e silte intercaladas com arenitos; por isso, que foi considerado o processo de trocas iônicas. O íon amônio não é facilmente lixiviado quando mineralizado; é um cátion, podendo ser oxidado ou adsorvido, pois permanece no complexo trocável pelo solo; o íon nitrato é pouco retido pelo solo, devido à baixa energia de ligação com a matéria orgânica e os argilominerais, desta maneira sua lixiviação é facilitada para camadas subsuperficiais (REISENAUER, 1978).

Nas Tabelas 5.15 e 5.16 estão descritos os parâmetros de transporte, os processos hidrogequímicos e as condições de iniciais e de contorno para a química do solo e da carga contaminante no transporte reativo nas proximidades do poço PT 01.

Tabela 5.15 - Parâmetros de transporte para o poço PT 01.

Dimensões	1D	-
Domínio do Modelo	17 m	Dividido em 17 células de 1 m
Velocidade de percolação	4,22 m/dia	Baseado no teste de permeabilidade
Condutividade Hidráulica Horizontal	-	-
Recarga	m <sup>3</sup> /s	Medidas de vazão
Condições de contorno para o fluxo	Fluxo	Fluxo em estado estacionário
Dispersividade	0,01 m	Calibrado através da análise de sensibilidade
Tempo de simulação	90 dias	379 step, onde 1 step = 0,237 dias

Tabela 5.16 - Processos hidrogequímicos e condições iniciais e de contorno da composição química para o poço PT 01

Composição inicial do solo		
Zona vadosa	0-17 m	Presença de oxigênio
Nitroam (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0-17 m	0 mg/L
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0-17 m	0 mg/L
Cloreto	0-17 m	0 mg/L
Condições de contorno	Fluxo de entrada	Contaminantes: amônia ionizada, nitrato e cloreto
Nitroam (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0 m	25 mg/L
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0 m	0 mg/L
Cloreto	0 m	72 mg/L
Íons trocáveis		
$Nitroam^+ + X^- = NitroamX$	$K = 10^{0,6}$	para todo o domínio
$Na^+ + X^- = NaX$	$K = 10^0$	para todo o domínio
$Ca^{+2} + 2X^- = CaX_2$	$K = 10^{0,8}$	para todo o domínio
$Mg^{+2} + 2X^- = MgX_2$	$K = 10^{0,6}$	para todo o domínio
Fases gasosas reativas disponíveis		
$O_2(g)$	IS > 0,05	para todo o domínio

$CO_2(g)$	IS > 0,05	para todo o domínio
$N_2(g)$	IS > 0,05	para todo o domínio
Fases minerais reativas disponíveis		
<i>Goetita</i>	IS = 0	para todo o domínio
<i>Gipisita</i>	IS = 0	para todo o domínio
<i>Pirita</i>	IS = 0	para todo o domínio

A cinética de reação utilizada no consumo de nitrogênio amoniacal, Equação 5.4, foi a equação de primeira ordem descrita por Levenspiel (2000). Nessa equação de oxidação a partir da atividade microbiana, para cada mol de nitrogênio amoniacal consumido é gerado um mol de nitrato, conforme a Equação 2.51 da Seção 2.1.4.

$$C_{(NH_4^+)} = C_{0(NH_4^+)} \cdot e^{-K_c t} \quad (5.5)$$

Onde,  $C_{(NH_4^+)}$  representa a concentração de amônia remanescente,  $C_{0(NH_4^+)}$  representa a concentração inicial de amônia e  $K_c [T^{-1}]$  representa o parâmetro cinético de desaparecimento de nitrogênio amoniacal e  $t [T^{-1}]$  o tempo de percolação da carga contaminante na zona de aeração.

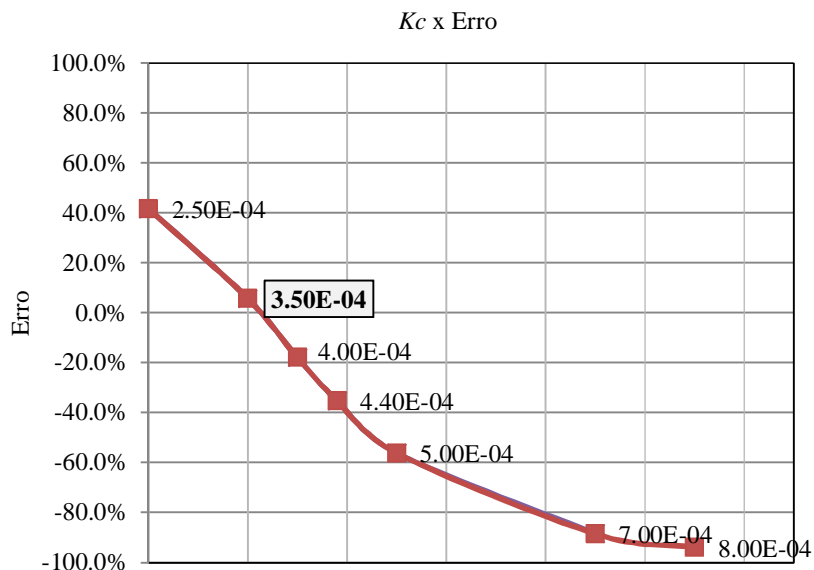
### 5.5.2 Ajuste dos parâmetros cinéticos

Na calibração dos parâmetros cinéticos do modelo de transporte reativo, foi realizado uma análise de sensibilidade dos parâmetros cinéticos a fim de se encontrar os valores dos parâmetros que retornassem os menores erros da simulação estacionária para se obter a carga de nitrato fornecida à zona de captação do poço PT 01, ou seja de 58 mg/L.

O parâmetro  $K_c [T^{-1}]$ , da Equação 5.4, foi ajustado em  $3,5 \times 10^{-4}$ , Figura 5.21, gerando um erro 5,7% na análise de sensibilidade. A conversão total de amônia foi de aproximadamente 70%, e o restante 30% representam a carga de nitrogênio amoniacal perdida por volatilização ou assimilação na zona de percolação.

Os resultados de conversão indicam que a carga contaminante de esgoto do canal de drenagem pode fornecer a carga de nitrato encontrada na linha freática próxima ao poço PT 01, que está localizado à margem do riacho dos Macacos. No entanto, a contribuição volumétrica dessa carga contaminante é insuficiente, sendo necessária uma contribuição lateral de fontes difusas a partir de fossas sépticas para justificar as concentrações dos contaminantes encontradas no poço.

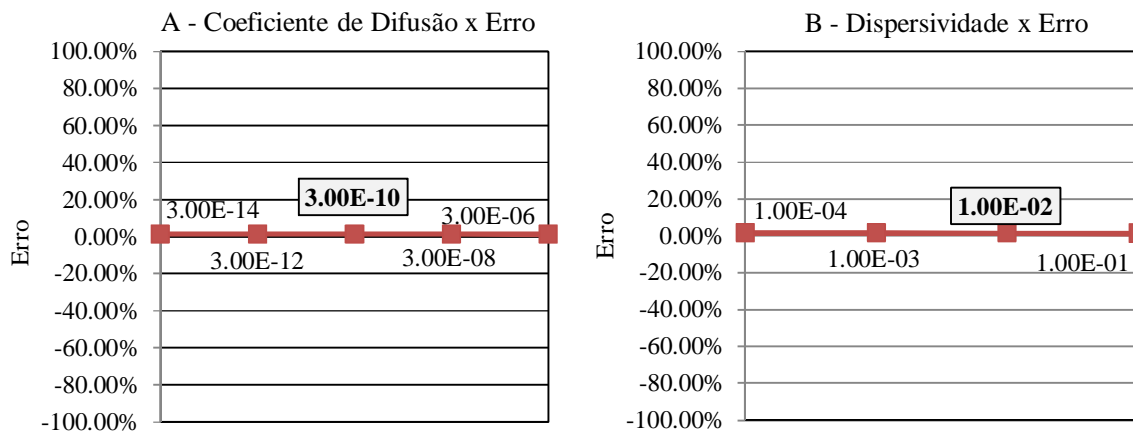
Figura 5.21 – Análise de sensibilidade do parâmetro cinético  $K_c$  de consumo de nitrogênio amoniacal no modelo reativo de transporte de contaminantes na zona de aeração



Fonte: O Autor (2015)

Os parâmetros cinéticos da Figura 5.22 não apresentaram sensibilidade na cinética de reação, devido ao modelo considerar o fluxo estritamente na vertical, de modo que foram atribuídos os valores padrões do programa para o coeficiente de difusão [ $L^2T^{-1}$ ],  $3 \times 10^{-10}$ , e para o coeficiente de dispersividade [L], 0,01.

Figura 5.22 – Análise de sensibilidade do (A) coeficiente de difusão e da (B) dispersividade vertical do modelo reativo de transporte de contaminantes na zona de aeração



Fonte: O Autor (2015)

### 5.5.3 Contribuições a partir de fossas sépticas

Como visto na Tabela 5.13, a contribuição volumétrica de esgoto a partir do canal de drenagem e do riacho contaminantes são inferiores aos volumes estimados pelo cálculo da conservação de massa de cloreto, de modo que uma contribuição lateral a partir de fossas sépticas se faz necessário para justificar os volumes de esgoto que contaminam de cloreto e nitrato as águas dos poços ao longo da bateria.

Desta forma, usou-se a Equação 5.5 de Foster e Hirata (1988) para que fosse quantificada a densidade populacional mínima que garantisse através de fossas sépticas uma carga de nitrato igual à necessária para fornecer uma concentração de pelo menos 58 mg/L de nitrato (ou 13 mg/L de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) à linha freática do aquífero nas proximidades do poço PT 01, pelas mesmas circunstâncias apresentadas na Seção 5.5.1.

$$C = \frac{1000 \cdot a \cdot A \cdot f}{0,36 \cdot A \cdot U + 10 \cdot I} \quad (5.6)$$

Onde, C representa a concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em mg/L, *a* representa a taxa mássica de produção de nitrogênio por pessoa por ano; A representa o número de habitantes por hectare; *f* representa um índice de nitrogênio disponível no processo de infiltração; U representa a taxa de infiltração de esgoto em L/habitante/dia e I representa a taxa de recarga da chuva em mm/ano.

De acordo com Foster e Hirata (1988), o valor de *a* varia entre 2 e 4 kg/pessoa/ano, sendo adotado neste estudo um valor mais cauteloso de 2 kg/pessoa/ano. Ainda segundo os autores, o índice *f* de disponibilidade de nitrogênio pode variar entre 20 e 60%, dependendo do uso da água por pessoa e da proporção de compostos nitrogenados voláteis que haverá no efluente. Nesta pesquisa foi adotado o valor de 60% de disponibilidade de nitrogênio para a lixiviação, por considerar que as fossas sépticas da região não possuem uma significativa eficiência na remoção do nitrogênio orgânico, por se tratarem de sistemas rudimentares sem características construtivas adequadas como já discutido anteriormente.

Para o valor de U foi considerado um valor de 150 L/hab/dia, próximo ao consumo médio *per capita* de água na região de 188 L/hab/dia, como observado por Moura (2014), que apresentou em seu trabalho essa média de consumo entre os anos de 2000 e 2012 para Juazeiro do Norte. O valor de I foi considerado de 110 mm/ano, como estimado na Tabela 5.10.

Inerindo esses dados de entrada adotados na Equação 5.5, a densidade populacional (A) necessária para garantir um aporte de nitrogênio de nitrato em 13 mg/L é de aproximadamente 29 habitantes por hectare ou quarteirão. Considerando-se uma casa com

quatro habitantes em média, bastariam cerca de 7 ou 8 casas com esses sistemas de fossas rudimentares num quarteirão de 100 m por 100 m para garantir a contaminação dos poços como previsto neste estudo, o que é extremamente plausível visto a baixa abrangência da rede coletora de esgoto na cidade.

Desse modo, cerca de 1250 casas com esse sistema de fossas ineficientes distribuídas em pelo menos 174 quarteirões ou 1,74 km<sup>2</sup> nos arredores do poço PT 01 garantiriam uma vazão de esgoto de aproximadamente 31,22 m<sup>3</sup>/h e uma concentração de aporte de nitrato ao aquífero constante de 58 mg/L. Esses valores de contribuição difusa complementam a contribuição do canal de drenagem captada pelo cone de rebaixamento do poço PT 01, e formam juntamente com as águas naturais do aquífero a composição média das águas produzidas neste poço.

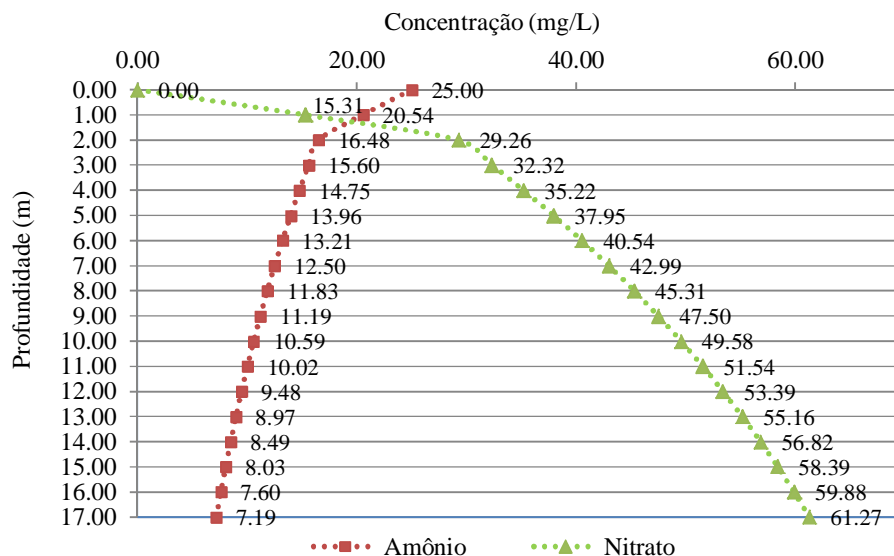
#### 5.5.4 Movimentação da pluma de contaminação

Estabelecido que nas proximidades do poço PT 01 o volume de esgoto infiltrado chega ao aquífero com concentrações de nitrato de aproximadamente 58 mg/L, determinou-se a partir do *software* PHREEQC *interactive* o comportamento da pluma de contaminantes que é lixiviada até atingir o nível d'água.

A Figura 5.23 apresenta os perfis do consumo do íon amônio e a consequente produção de nitrato durante a lixiviação na zona de aeração acima do aquífero. Verifica-se pela figura que com a alta taxa de permeabilidade do solo (Seção 5.3.4.), a pluma contaminante atinge o nível d'água, a 17 m de profundidade, em apenas cinco dias de lixiviação. Estudos de Araújo *et al.* (2004) indicam que a oxidação em condições de campo de amônio em nitrato acontecem num prazo bem rápido, e em suas observações as transformações ocorreram por volta de uma semana após a aplicação da carga de nitrogênio.



Figura 5.23 – Movimentação de uma pluma contaminante em zona vadosa após 5 dias de lixiviação



Fonte: O Autor (2015)

O modelo mostrou que é possível atingir na linha d'água do aquífero a carga de nitrato de 58 mg/L, através da conversão de cerca de 70% do amônio inicialmente disponível. O modelo gerado pelo *software* PHREEQC *interactive* também indicou uma imobilização do íon amônio através da sua combinação com o íon sulfato, provocando um perca de conversão de 30% do amônio inicialmente lançado, e esta imobilização acompanha a observação feita por Gonçalves e Carlyle (1994), que constataram que a imobilização do íon amônio acarreta na diminuição da taxa de conversão desse íon a nitrato no solo.

Devido à possibilidade de sazonalidade da taxa de mineralização do nitrogênio, seja por mudanças na composição do solo, na atividade microbiana (GONÇALVES; CARLYLE, 1994), na temperatura (ROCHA *et al.* 2008), ou por diferentes taxas de mineralização por conta das mudanças da espessura da zona vadosa ou de aeração, considerou-se para a calibração das concentrações de contaminantes nos poços apresenta na próxima seção (Seção 5.6.2) a possibilidade de um fornecimento de nitrato na linha d'água variando entre 60 mg/L e 170 mg/L, sendo esse valor máximo representado pela mineralização total do nitrogênio amoniacal medido no riacho contaminado em uma campanha de coleta.

## 5.6. Transporte de Contaminantes na Zona Saturada

### 5.6.1. Entrada de dados

A partir dos valores das cargas de nitrato de entrada na zona saturada do aquífero determinadas na Seção 5.5, simulou-se o transporte advectivo da pluma contaminante através do *software* MT3D, acoplado ao modelo de fluxo validado para a área de estudo.

No modelo de transporte advectivo foram atribuídos volumes e concentrações de recarga de nitrato a partir do volume de infiltração da carga contaminante presente no riacho dos Macacos, com base nas vazões médias determinadas na Seção 5.2.2, e nas concentrações de recarga das simulações obtidas na Seção 5.5.

A propagação do nitrato na zona saturada do aquífero foi determinada a partir dos fenômenos de advecção, dispersão, fontes e sumidouros, onde o processo advectivo é determinado pela velocidade do fluxo calculada no modelo de fluxo validado, representando o principal fator de transporte de nitrato.

Para os coeficientes de dispersividade longitudinal ( $\alpha_L$ ), transversal ( $\alpha_T$ ) e vertical ( $\alpha_V$ ) e coeficiente de difusão (D), foram atribuídos valores padrões do *software* Visual MODFLOW Classic, já que esses parâmetros não foram sensíveis na produção dos resultados. Neste caso foram definidos  $\alpha_L = \alpha_T = \alpha_V = 1,00$  m e  $D = 1 \times 10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s, valores semelhantes aos usados por Santos *et al.* (2014) em modelagem de transporte de cloretos em fluxo hídrico subterrâneo no mesmo aquífero e por Frind *et al.* (1990), que determinaram um valor de  $0,578 \times 10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s para o coeficiente de difusão molecular do nitrato em um aquífero no norte da Alemanha usado para abastecimento humano.

As fontes, que representam as entradas de água ou esgoto, foram representadas pela recarga proveniente do riacho dos Macacos, pelo canal de drenagem e pela contribuição difusa de esgoto e o sumidouro, que representa a saída de água ou esgoto, foi representado pela água bombeada dos poços.

Na zona saturada do aquífero, as reações químicas foram desprezadas pelo fato de não mais existir oxigênio disponível para oxidar os compostos nitrogenados por meio do processo de oxidação biológica. Toda a carga de nitrato que atingiu a zona saturada foi considerada conservativa. Almasri e Kaluarachchi (2007) destacam que um coeficiente de decaimento no nitrato em condições anaeróbicas, como em águas subterrâneas, não pode ser generalizado, já que depende do tipo de aquífero, e que o nitrato é uma espécie altamente móvel com pouca sorção na matriz sólida da rocha. Deste modo, optou-se por não considerar

na zona de saturação as ocorrências dos processos de sorção, decaimento ou biodegradação, simplificando o modelo.

### *5.6.2. Calibração e avaliação das concentrações de nitrato*

Como o nitrato é considerado um íon conservativo em condições oxidantes, não sofrendo degradação nem retardo durante sua percolação no solo, foi considerado que a carga de nitrato produzida, a partir dos efluentes lançados próximos aos poços, chega com a mesma concentração na linha freática após determinado tempo de infiltração.

Com os dados de monitoramentos das propriedades físico-químicas realizados entre 2010 e 2014, conforme apresentados na Seção 4.1, foram determinadas concentrações médias de nitrato e cloreto nas águas dos poços distribuídos ao longo da margem do riacho dos Macacos.

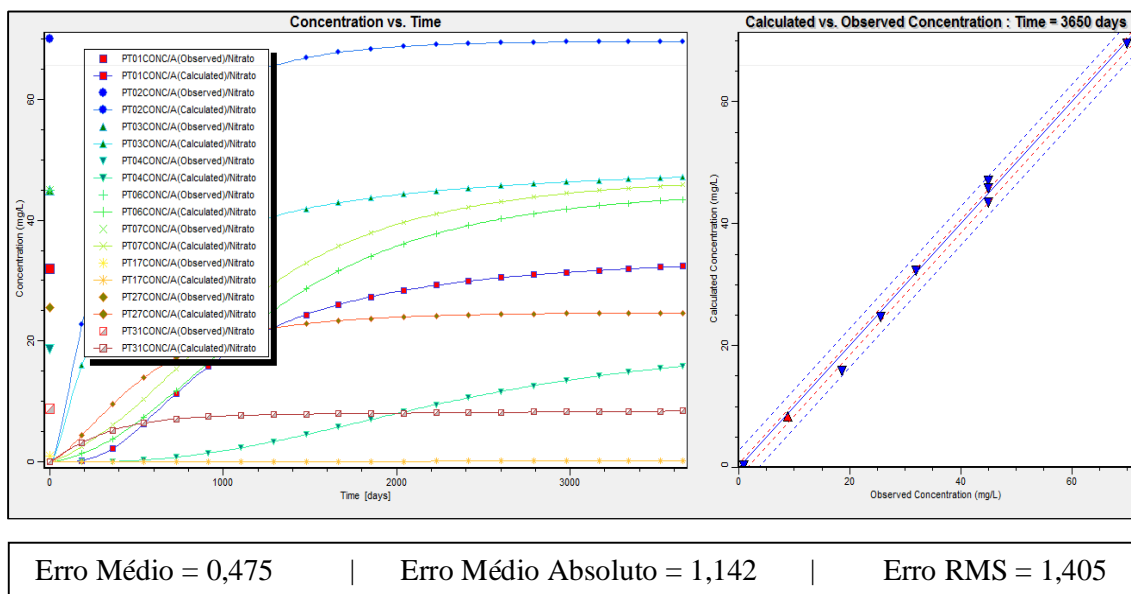
Para efetuar a calibração do modelo, foi realizada uma simulação de 3650 dias (10 anos), Figura 5.22, pois este tempo foi considerado suficiente para uma estabilização da concentração de contaminante no aquífero, dado que a contaminação possui carga de entrada permanente.

Os valores das vazões volumétricas de entrada por recarga foram considerados próximos aos medidos na área e apresentados na Seção 5.2.2 e os valores das concentrações de recarga foram modificados, conforme limites de produção determinados na Seção 5.5.4.

Por conta das diferentes espessuras da zona vadosa, que permitem que o processo de conversão de amônia em nitrato resulte em concentrações disponíveis na linha freática diferentes, e por outros motivos já discutidos anteriormente, foi realizado, durante a calibração do modelo de transporte de contaminantes, alterações nos valores de concentrações de nitratos de entrada, até que os valores de nitrato calculados nos poços da bateria pelo modelo estivessem próximos aos valores das concentrações médias observadas.

Na calibração de contaminantes foram ajustados os valores de nitrato dos poços PT 01, PT 02, PT 03, PT 04, PT 06, PT 07, PT 17, PT 27 e PT 31. O gráfico do lado direito da Figura 5.24 também mostra o ajuste obtido entre as concentrações calculadas pelo modelo de fluxo e as concentrações médias observadas, juntamente com a estatística de erros fornecidas pelo modelo. O valor do erro RMS normalizado de 2,04%.

Figura 5.24 – Concentração de nitrato calculada após a calibração



Fonte: O Autor (2015)

No lado esquerdo da Figura 5.24 se observa a evolução da concentração de nitrato nos poços da bateria num período de dez anos, onde se verifica que após esse período as concentrações da maioria dos poços praticamente se estabilizam no aquífero.

As exceções são os poços PT 04, PT 06 e PT 07 que apresentam ainda uma tendência de crescimento das concentrações de nitrato após esse período. Esse fenômeno ocorre pelo fato dos filtros de produção desses poços estarem envoltos e protegidos por lentes de argilas, as quais provocam um retardo na liberação desses contaminantes. Nos poços PT 06 e PT 07 as concentrações médias observadas são altas, porque esses poços estão localizados a poucos metros do riacho contaminado, enquanto o poço PT 04 possui menores concentrações de contaminantes por estar mais afastado.

Ainda na Figura 5.24, observa-se que os poços PT 17 e PT 31 apresentaram pequenas concentrações médias de nitrato, e isso ocorreu pelo fato de as contribuições desses contaminantes serem provenientes apenas do esgoto doméstico lançado nas proximidades desses poços, como pôde ser observado na Figura 5.18 pela trajetória das partículas do canal de drenagem que não atingem esses poços. O poço PT 02 é um poço que fica localizado a cerca de apenas 10 m do canal de drenagem de esgoto e essa proximidade explica a grande concentração do nitrato em suas águas e sua alta susceptibilidade à contaminação.

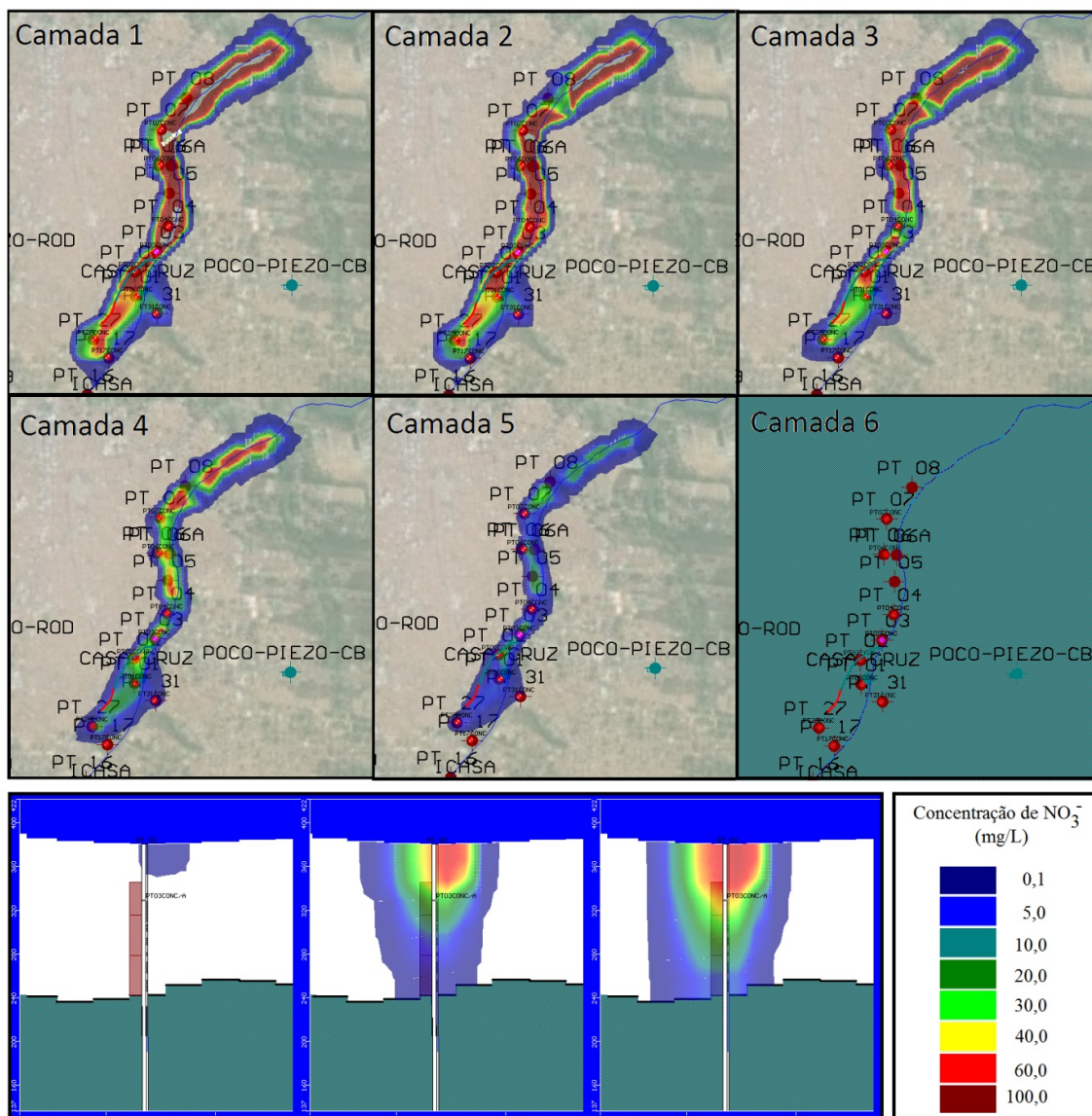
A Figura 5.25 mostra o espalhamento da pluma de nitrato após o período simulado de dez anos, onde as cores avermelhadas posicionadas mais ao centro da pluma indicam maiores concentrações desse contaminante no aquífero.

Devido ao cone de rebaixamento apresentado na Figura 5.18, que induz o fluxo hídrico em direção aos poços da bateria, a pluma de nitrato não se propaga com efetividade nas direções laterais, de modo que toda a carga contaminante fica centralizada ao redor dos poços e é direcionada para baixo sendo produzida no decorrer do bombeamento, assim como Santos *et al.* (2014) também verificou na propagação da pluma de cloreto simulada em sua pesquisa realizada na mesma área de estudo.

Observa-se ainda na Figura 5.25, que as concentrações de nitrato vão diminuindo à medida que a profundidade aumenta, de modo que na camada 1, que é limitada pelas superfícies topo e nível estático (definidas na Figura 5.11), possuem as maiores concentrações de nitrato, por estarem mais próximas do canal e riacho contaminantes. Os filtros da maioria dos poços da bateria estão localizados nas camadas 3, 4 e 5, que já possuem excessivos valores de nitrato dissolvido nessas águas, justificando assim as altas concentrações desses contaminantes nas águas dos poços.

O poço PT 17, apesar de possuir filtros rasos com profundidade da primeira seção de filtros de apenas 39 metros e estar localizado em terreno de arenitos de boa condutividade hidráulica, não apresenta altos teores de nitrato, justamente por estar a montante do leito de drenagem do canal e riacho contaminantes, e isso mostra o forte impacto que essa carga contaminante causa nos poços a jusante da área de contaminação.

Figura 5.25 – Situação atual da pluma de contaminação de nitrato ao redor dos poços da bateria



Fonte: O Autor (2015)

### 5.7. Simulações de Cenários e Avaliação da Disponibilidade Qualitativa de Água

Até o momento, os estudos apresentados nesta pesquisa indicaram a particular sensibilidade do aquífero médio às ações antrópicas. Nesse contexto, avaliar as respostas desse manancial hídrico quanto a sua qualidade para diferentes cenários de exploração é de vital importância para a definição de estratégias de gestão que visem garantir a disponibilidade de água com qualidade adequada para o consumo humano e para outras categorias de usuários.

### 5.7.1. Construção de cenários

O objetivo das simulações em diferentes cenários de exploração do aquífero é o de fornecer elementos de resposta sobre a disponibilidade de água em termos de qualidade com base em simulações para os próximos 10 anos, levando em conta as seguintes possibilidades:

- Cenário A – Aumento do lançamento da carga volumétrica de esgoto no aquífero em 5% ao ano;
- Cenário B – Redução do lançamento da carga volumétrica de esgoto no aquífero em 5% ao ano;
- Cenário C – Eliminação total do lançamento da carga volumétrica de esgoto no aquífero no primeiro dia de simulação.

Os cenários simulados tratam-se apenas de conjecturas de um futuro estado de exploração do aquífero e de uso e ocupação do solo ao redor da bateria de poços, de modo que outras possibilidades poderiam evoluir na região, principalmente com a diminuição do bombeamento desses poços monitorados por conta da concepção de outras fontes de abastecimento distantes da área simulada, o que provocaria divergências quanto ao transporte de contaminantes que será apresentado.

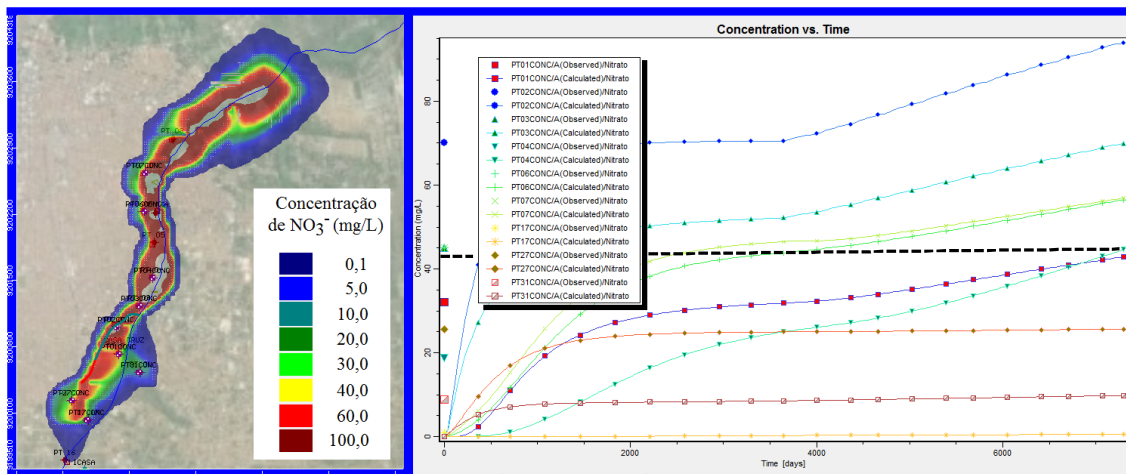
### 5.7.2. Avaliação da disponibilidade qualitativa de água

Para o cenário A de simulação, observa-se pela Figura 5.26, que há um acréscimo acentuado das concentrações de nitrato na maioria dos poços da bateria.

Os poços PT 01, PT 02, PT 03, PT 04, PT 06 e PT 07 apresentaram uma acentuada sensibilidade às variações volumétricas de esgoto que por ventura sejam lançadas no aquífero a partir do canal de drenagem ou riacho dos Macacos. Verifica-se ainda que praticamente todos esses poços atingirão limites de concentração de nitrato acima do limite estabelecido pela legislação vigente, que é de aproximadamente 44,3 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  (ou 10 mg/L N- $\text{NO}_3^-$ ).

Já os poços PT 17, PT 27 e PT 31 mostraram-se pouco influenciados pelo canal de drenagem e pelo riacho dos Macacos, sofrendo contaminação significativa apenas por contribuição difusas de fossas sépticas.

Figura 5.26 – Evolução da pluma de contaminação de nitrato em um período de 10 anos e concentrações de nitrato em mg/L para o cenário A de simulação

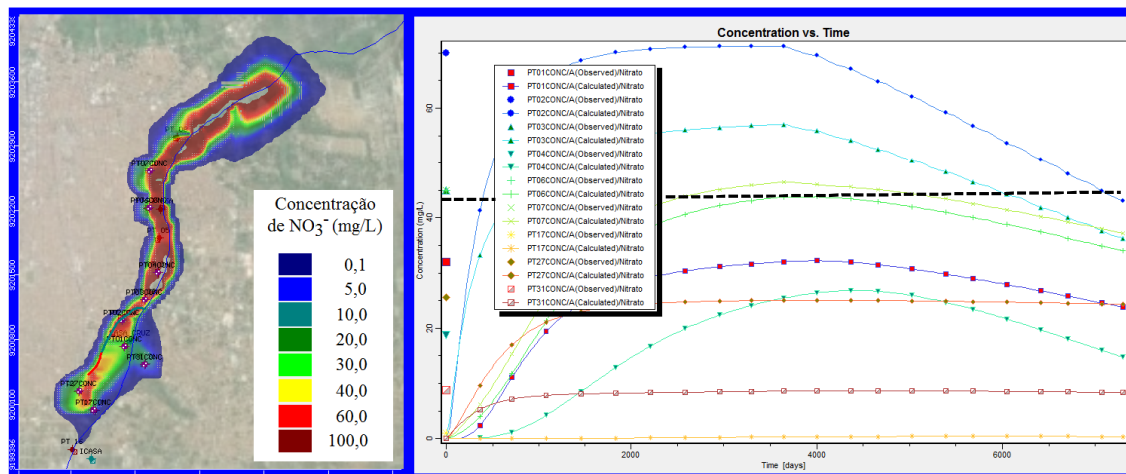


Fonte: O Autor (2015)

Na Figura 5.27 observa-se que as condições de simulação do cenário B provocam um decréscimo das concentrações de nitrato nos mesmos poços que foram sensíveis na simulação do cenário A. Deste modo, têm-se a possibilidade de se recuperar os poços contaminados com nitratos acima da concentração máxima permitida pela legislação vigente, com uma redução total de 50% da carga volumétrica de esgoto num período de 10 anos.

Para esse cenário de simulação o poço PT 02 atingiria concentrações de nitrato dissolvido permitidas em aproximadamente 9,7 anos, o poço PT 03 atingiria concentrações permitidas em 6,4 anos e o poço PT 07 atingiria em 4,0 anos.

Figura 5.27 – Evolução da pluma de contaminação de nitrato em um período de 10 anos e concentrações de nitrato em mg/L para o cenário B de simulação



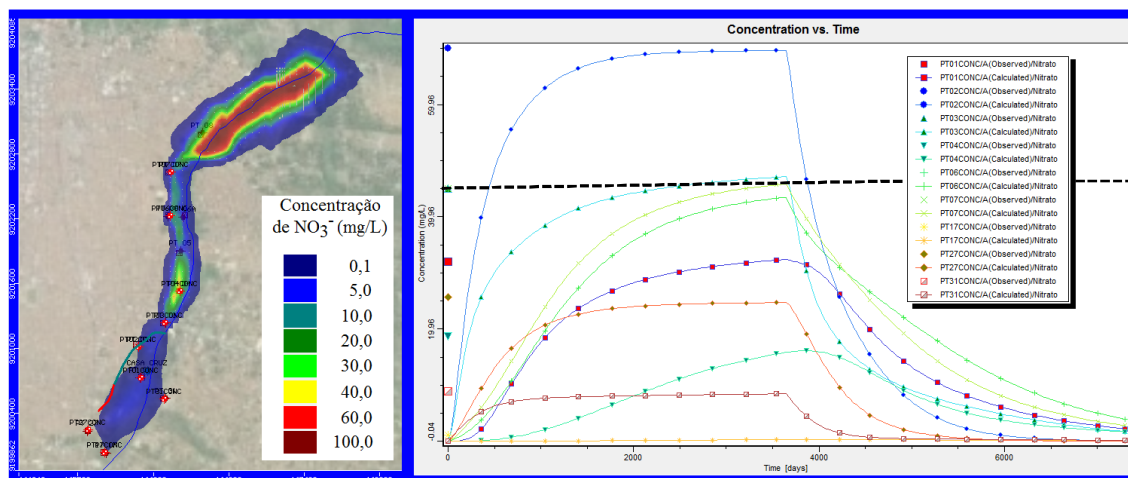
Fonte: O Autor (2015)



Através da Figura 5.28 observa-se que para as condições de simulação do cenário C, de desligamento total da recarga por esgoto contaminante, todos os poços reduzem abruptamente as concentrações de nitratos dissolvidos em suas águas.

O poço PT 02, bastante contaminado, mostra-se extremamente sensível à carga e esgoto contaminante e atinge limites baixíssimos de concentração de nitrato em apenas dois anos depois de interrompida a entrada de esgoto no aquífero.

Figura 5.28 – Evolução da pluma de contaminação de nitrato em um período de 10 anos e concentrações de nitrato em mg/L para o cenário C de simulação



Fonte: O Autor (2015)

Verifica-se ainda pelas Figuras 5.25, 5.26 e 5.27 que concentrações altas de nitrato ficam estagnadas no exutório do riacho dos Macacos, e isso se deve à predominância de camadas de argila presentes nessa região que dificultam o deslocamento dessa pluma de contaminação.

## 6. DISCUSSÃO GERAL

---

Tendo em vista os resultados apresentados nesta pesquisa, será realizada uma discussão geral divididas nos tópicos que se seguem:

### *Quanto à qualidade da água subterrânea*

Em geral, as águas dos diversos poços da CAGECE usadas para o abastecimento público municipal é de boa qualidade, possuindo concentrações iônicas dentro dos padrões de potabilidade definidos pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS, 2011).

A exceção fica por conta dos poços que margeiam o riacho dos Macacos, que sofrem influência das águas contaminadas que infiltram a partir do riacho, recarregando o aquífero com quantidades consideráveis de nitrato.

A análise estatística multivariada de agrupamento hierárquico permitiu identificar grupos de águas que sofrem o mesmo processo de degradação da qualidade, o que possibilita traçar estratégias de mitigação dos efeitos de contaminação do aquífero de forma zoneada.

Aliada a alta carga contaminante lançada sobre os corpos hídricos, está a vulnerabilidade natural à contaminação do aquífero, que nesta pesquisa foi estimada como sendo de média ou alta na zona aluvial do riacho dos Macacos, favorecendo assim a entrada de contaminantes por lixiviação.

### *Quanto à contaminação a partir da zona vadosa*

Os resultados mostraram que as vazões de esgoto que infiltram a partir do canal de drenagem e do riacho dos Macacos podem justificar toda a carga de contaminante observada na maioria dos poços, no entanto uma parcela de contaminantes sobrevinda das fossas sépticas também é uma fonte difusa de contaminação importante.

As medidas de vazão realizadas em campo e de análises físico-químicas das águas do canal de drenagem contaminante e do riacho dos Macacos mostraram que ocorre uma perda importante de esgoto por infiltração, levando para o aquífero uma carga de nitrogênio lixiviado de mais de 15 mil kg/ano, e de cloreto de mais de 50 mil kg/ano.

Os cálculos realizados pela Equação 5.5 mostraram a total viabilidade de fornecimento de carga de nitrato para o aquífero a partir de fossas sépticas, visto que para um fornecimento de 58 mg/L de nitrato ao aquífero, bastaria uma densidade populacional de 29 habitantes por hectare ou quarteirão, o que significaria pelo menos oito casas usando o sistema de fossas para despejo de seus efluentes domésticos.

#### *Quanto à modelagem de fluxo hídrico subterrâneo*

O modelo de fluxo gerado apresentou um bom ajuste de cargas durante a etapa de calibração, conforme apresentado na Figura 5.15. As condutividades hidráulicas obtidas após o ajuste estavam dentro da ordem de grandeza determinadas nos testes de bombeamento, conferindo ao modelo uma boa confiabilidade. Posteriormente, o modelo foi considerado validado após obter erros reduzidos durante a comparação das cargas simuladas com as cargas observadas em campo em julho de 2015 de quatro poços de observação.

As linhas equipotenciais do modelo hidrogeológico resultante para os poços da CAGECE em pleno funcionamento mostraram um rebaixamento máximo de 37,8 m no poço PT 08 e de 28,8 m no poço PT 07, com área aproximada de abrangência de 10,3 km<sup>2</sup>.

O *software* MODPATH mostrou que os poços PT 17, PT 27 e PT 31 não sofrem influência da contaminação proveniente do canal de drenagem e do riacho dos Macacos, sendo neste caso sensíveis principalmente pelas fossas sépticas nas suas proximidades.

#### *Quanto ao transporte de contaminantes em zona saturada*

O canal de drenagem e o riacho dos Macacos, assim como também identificados por Franca *et al.* (2006) e Santos *et al.* (2014), constituem a principal conexão entre os esgotos domésticos e as águas subterrâneas da região da bateria de poços da CAGECE, funcionando como fonte permanente de contaminação.

Devido ao cone de rebaixamento provocado pelo bombeamento simultâneo na área da bateria, a carga de nitrato resultante do processos de transformação na zona vadosa é induzida em direção aos filtros dos poços, não se propagando com efetividade nas direções laterais, ficando restrita ao redor dos poços e sendo direcionada para baixo.

O modelo de transporte de contaminantes apresentado nesta pesquisa se mostrou confiável considerando-se os resultados da calibração das concentrações de nitrato simuladas com as concentrações de nitrato medidas das águas coletadas em campo, que teve erro RMS normalizado de apenas 2,04%.

#### *Quanto às simulações de cenários e avaliação da disponibilidade qualitativa de água*

Com o modelo de transporte de contaminantes calibrado, foi possível realizar três diferentes cenários de simulação de exploração do aquífero, com alcance até o ano de 2025, os quais mostraram que os níveis de nitrato nas águas dos poços tendem a aumentar, caso haja um incremento em termos de volume da carga contaminante nos próximos anos.

Problemas na rede coletora de esgoto ou uma falta de adesão por parte da população local podem provocar um incremento de nitrato no aquífero capaz de deteriorar a qualidade da água da maioria dos poços a níveis que inviabilizem os seus usos.

Por outro lado, uma redução gradativa da carga contaminante pode garantir a recuperação da qualidade das águas em toda a bateria de poços em até dez anos; enquanto um corte súbito de lançamentos de esgoto no canal de drenagem e no riacho dos Macacos promove sua redução dos teores de nitrato a níveis aceitáveis em até dois anos em todo o aquífero.

#### *Quanto à avaliação das metodologias e ferramentas aplicadas*

Os dados de testes de bombeamento foram essenciais para a determinação dos parâmetros físicos do aquífero através dos métodos de Theis, Neuman e Cooper e Jacob. O permeâmetro de Guelph estimou valores de condutividade hidráulica próximos aos encontrados na literatura, sendo informações fundamentais usadas na modelagem do transporte de reativo em zona vadosa.

Os resultados das simulações obtidos nessa pesquisa mostraram-se coerentes com o comportamento da dinâmica do fluxo do aquífero e deram a percepção do efeito do bombeamento nos rebaixamentos das cargas hidráulicas. Com as simulações foi possível identificar que a contribuição de água de retorno, sem qualquer tipo de tratamento, pode comprometer a qualidade dos mananciais hídricos subterrâneos.

As representações gráficas através dos diagramas de Stiff e a análise estatística multivariada de agrupamento hierárquico foram bastante úteis na etapa de classificação das águas e ajudaram a suspeitar previamente a existência de interações canal/aquífero e fossas/aquífero.

Os testes de bombeamento forneceram dados imprescindíveis na determinação dos parâmetros hidrodinâmicos do aquífero e na calibração das cargas hidráulicas.

O uso dos *softwares* MODFLOW, MODPATH e PHREEQC *interactive* nas modelagens mostraram-se ferramentas importantes na resolução dos apresentados nessa pesquisa.

Nesse sentido, a modelagem matemática do fluxo hídrico subterrâneo apresentada mostrou-se uma importante e confiável ferramenta de identificação de fontes contaminantes que comprometem a qualidade das águas subterrâneas ao redor do riacho dos Macacos, sendo

capaz de fornecer previsões necessárias na avaliação de risco, bem como nos processos de recuperação do aquífero.

Assim, as estimativas do comportamento da contaminação do aquífero estudado podem servir ao processo de tomada de decisão de políticas públicas que visem garantir uma melhor proteção para esse importante manancial.

## 7. CONCLUSÃO

---

Esta pesquisa permitiu o avanço do conhecimento acerca da caracterização hidrogeoquímica do aquífero presente no município de Juazeiro do Norte e da dinâmica do transporte de contaminantes nitrogenados na bacia do riacho dos Macacos.

A caracterização físico-química das águas subterrâneas da área possibilitou a identificação de três zonas com distintos graus de mineralização das águas, sendo as mais mineralizadas encontradas nas proximidades do exutório da bacia do riacho dos Macacos onde está localizada a primeira bateria de poços de Juazeiro do Norte.

A modelagem matemática realizada na simulação de fluxo e no transporte de contaminantes mostrou que a recarga do aquífero por esgoto doméstico influencia fortemente na qualidade das águas da região, onde os níveis de nitrato nas águas dos poços tendem a aumentar, caso haja um incremento em termos de volume da carga contaminante; por outro lado um corte súbito de lançamentos de esgoto promove uma redução dos teores de nitrato a níveis aceitáveis em até dois anos em todo o aquífero.

Por fim, o modelo computacional desenvolvido nesta pesquisa apresentou um bom desempenho na análise desse estudo de caso real, se configurando como uma boa opção de ferramenta na tomada de decisão de ações para reduzir a exposição humana a contaminantes nitrogenados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- ALBUQUERQUE, J.P.T. **Inventário hidrogeológico básico do Nordeste. Folha no 15, Jaguaribe, Brasil.** Série Hidrogeologia. Recife: SUDENE, v. 32, 1970. 187 p.
- ALMASRI, M. N.; KALUARACHCHI, J. J. Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. **Journal of Hydrology.**, v. 343, p. 211– 229, jun. 2007.
- ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W. **Applied groundwater modeling: Simulation of Flow and Advective Transport.** San Diego, ACADEMIC PRESS. 1992.
- ANJOS, F. T. dos. **Estudo hidrogeológico do aquífero Rio da Batateira e caracterização da possibilidade de abastecimento d'água nos municípios do Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha no ano 2020.** Recife, 2000. 150fl. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Pernambuco. 2000.
- APHA (American Public Health Association) American Water Works Association – AWWA; Water Environment Federation – **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** Washington D. C. 20. ed. 2005.
- ARAÚJO, A. R.; CARVALHO, J. L. N.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. **Revista Ciência e Agrotecnologia.**, v. 28, n. 3, p. 537-541, maio/jun., 2004.
- ARSLAN, H. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of groundwater quality in seawater intrusion area in Bafra Plain, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 2439-2452, 2013.
- AUGE, M. Vulnerabilidade de Aquíferos. **Revista Latino-Americana de Hidrogeologia**, v. 4 , p.85-103. 2004.
- AVTAR, R.; KUMAR, P.; SURJAN, A.; GUPTA, L. N.; Roychowdhury, k. Geochemical processes regulating groundwater chemistry with special reference to nitrate and fluoride enrichment in Chhatarpur area, Madhya Pradesh, India. **Environmental Earth Sciences.**, v. 70, p. 1699-1708, 2013.

- BAILEY, R. T.; GATES, T. K.; AHMADI, M. Simulating reactive transport of selenium coupled with nitrogen in a regional-scale irrigated groundwater system., **Journal of Hydrology**. v. 515 p. 29-46, 2014.
- BEAR, J. **Hydraulics of Groundwater**. McGraw-Hill, Inc., McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, Jerusalem, 1979. 567 p.
- BOCHANG, Y.; XUEJING, X. Fuzzy cluster analysis in geochemical exploration. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 23, n. 3., p. 281-291, 1985.
- BONGANHA, C. A.; GUIGUER JR., N.; PEREIRA, S. Y.; DE OLIVEIRA, L. C.; RIBEIRO, M. L. Conceitos e fundamentos da modelagem matemática para gerenciamento de recursos hídricos subterrâneos. **Revista Analytica.**, n. 30, ago./set. 2007.
- BOYACIOGLU, H.; GÜNDOĞDU, V.; BOYACIOGLU, H. Investigation of priorities in water quality management based on correlations and variations. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, p. 48-54, 2013.
- CABRAL, J. **Noções de hidroquímica**. In: FEITOSA, A. C. F., MANOEL FILHO, J. (Coord.) Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM/REFO, LABHID-UFPE. 2. ed. Fortaleza, 2000. 391 p.
- CAGECE (Companhia de Água e Esgoto do Ceará). **Captação de Juazeiro do Norte-Dimensionamento das condições de exploração dos poços tubulares**. Fortaleza. out. 1976.
- CAGECE (Companhia de Água e Esgoto do Ceará). **Captação de Juazeiro do Norte-Dimensionamento das condições de exploração dos poços-Relatório de conclusão**. Fortaleza. jun. 1988.
- CAGECE (Companhia de Água e Esgoto do Ceará). **Fichas técnicas detalhadas-Dados técnicos dos poços**. Juazeiro do Norte. abr. 2012.
- CARVALHO, V. E. C. **Modelagem hidrogeológica de uma sub-bacia hidrográfica da zona da mata de Minas Gerais**. Minas Gerais, 2013. 146fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Viçosa. 2013.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo, 2009.



COOPER, H. H.; JACOB C. E. A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field history, **American Geophysical Union Trans.**, v. 27, p. 526-534, 1946.

COSTA, S. N., MARTINEZ, M. A., MATOS, A. T., RAMOS, V. B. N. Mobilidade de Nitrato Em Colunas De Solo Flow Conditions. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 83, p. 190–194, 1999.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). 1998. Programa de Recenseamento de Fontes de Abastecimento de Água Subterrânea no Estado do Ceará

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). 2014. Sistema de Informação de águas subterrâneas – SIAGAS. Identificação de poços no Estado do Ceará.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). 2015. Sistema de Informação de águas subterrâneas – SIAGAS. Domínios Hidrogeológicos.

CRUZ, W. B.; FRANÇA, H. P. M. **Inventário hidrogeológico do Nordeste: folha n. 14 – Jaguaribe – SO**. Série Hidrogeologia. Recife: SUDENE, v. 31, 1970. 222 p.

CRUZ, W. B.; MELO, F. A. F. **Estudo geoquímico preliminar das águas do Nordeste do Brasil**. Recife, Série: Brasil. SUDENE. Hidrogeologia, 19, 1968.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. Barcelona: Omega, 2. ed. 1983. 1224 p.

DNPM (Departamento Nacional De Produção Mineral). Programa nacional de estudos dos distritos mineiros: Projeto avaliação hidrogeológica da Bacia Sedimentar do Araripe. Recife: Departamento Nacional de Produção Mineral, distritos regionais Pernambuco e Ceará, 1996. 101 p.

DUQUE, J. G. **O Nordeste e as Lavouras Xerófilas**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2. ed., 1973. 238 p.

DUQUE, J. G. **Solo e Água no Polígono das Secas. Brasília**. CNPq. Natal. Fundação Guimarães Duque, 6. ed., 2001. 272 p.

- FEITOSA, F. A. C. **Hidráulica de poços**. In: FEITOSA, A. C. F., MANOEL FILHO, J. (Coord.) Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM/REFO, LABHID-UFPE. 2. ed. Fortaleza, 2000. 391 p
- FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. **Revista Saúde Pública**. v. 15. n. 2., p. 242-248, 1981.
- FERREIRA, D. F. **Análise Multivariada**. Lavras, MG, 1996. 394 p.
- FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 4. ed., Prentice Hall. 2001. 598 p.
- FONTENELE, S. B. **Modelagem matemática da dinâmica de fluxo riacho-aquífero na microbacia hidrográfica do riacho São José, região do Cariri cearense**. Fortaleza, 2010. 99 fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Agrícola. 2010.
- FOSTER, S.; VENTURA, M.; HIRATA, R. **Groundwater pollution: an executive overview of the Latin America-Caribbean situation in relation to potable watersupply**. CEPIS Technical Report: 1987, 38p.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. C. A. **Determinacion del Riesgo de Contaminación de Aguas Subterráneas: uma metodologia basada em datos existentes**. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). 1988. 81p.
- FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A.; 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**. Washington: The World Bank. 2002. 114p.
- FRANCA, R. M. **Diagnóstico sanitário das águas do Riacho dos Macacos e de uma bateria de poços nas suas imediações – Município de Juazeiro do Norte – Ceará**. Fortaleza, 2004. 170fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Cívil e Ambiental. 2004.
- FRANCA, R. M.; FRISCHHORN, H; SANTOS, M. R. P.; MENDONÇA, L. A. R.; BESERRA, M. C. Contaminação de poços tubulares em Juazeiro do Norte – CE. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 11. n. 1, p. 92-102, jan./mar., 2006.

- FREEZE, R. A., CHERRY, J. A. **Groundwater**. Eglewood Cliffs, Nova Jersey: Prentice-Hall, 1979. 604 p.
- FRIND, E.; DUYNISVELD, W.; STREBEL, O.; BOETTCHER, J. Modeling of multicomponent transport with microbial transformation in ground water: the Fuhrberg case. **Water Resources Research.**, v. 26, n. 8, p. 1707-1719, 1990.
- FUNCEME. Boletim Pluviométrico. Precipitação para o município de Juazeiro do Norte entre 2011 e 2014. Fortaleza: FUNCEME, 2015.
- GASPARY, J.; ANJOS, N. F. R. **Estudo Hidrogeológico de Juazeiro do Norte - Ceará**. Série Hidrogeologia. Recife: SUDENE, v. 3, 1964. 25 p.
- GAUCH, H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1982. 298 p.
- GONÇALVES, J. L. M.; CARLYLE, J. C. Modelling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil. **Soil Biology and Biochemistry.**, v. 26, n.11, p.1557-1564, 1994.
- GUIGUER, N.; KOHNKE, M. W. Métodos para Determinação da Vulnerabilidade de Aquíferos. *In: XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*. 12., 2002. Anais... São Paulo, 2002.
- HAIR, J. F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise Multivariada de Dados**, 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593 p.
- HÄRDLER, W.; SIMAR, L. **Applied multivariate statistical analysis**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2. ed 2007. 458 p.
- HARR, M. E. **Groundwater and seepage**. New York: Dover, 1991. 315 p.
- HEATH, R.C.1983. **Water Supply Paper**. U.S. Geological Survey. 81 p.
- HEM, J. D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. 3. ed. U.S Geological Survey Water-Supply Paper 2254, 1985. 263p.
- HUSSAIN, M.; AHMEDB, S.M.; ABDERRAHMAN, W. Cluster analysis and quality assessment of logged water at na irrigation project, eastern Saudi Arabia. **Journal of Environmental Management**, v. 86, p. 297-307, 2008.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Senso 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> - Internet.

IPECE (Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará, 2012). Perfil básico municipal: Juazeiro do Norte. Fortaleza, CE. 2012.

IPECE (Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará, 2015). Mapas interativos: tipos climáticos e unidades fitoecológicas. 2015.

JACOMINE, P. K. T.; ALMEIDA, J. C.; MEDEIROS, L. A. R. **Levantamento exploratório-Reconhecimento de solos do Estado do Ceará**. Recife, v. 1, 1973. 376 p.

KAO, Y. H.; LIU, C. W.; JANG, C. S.; ZANH, S. W.; LIN, K. H. Assessment of nitrogen contamination of groundwater in paddy and upland fields. **Paddy and Water Environment**, v. 9, p. 301–307, 2011.

KAMBLE, S.R.; VIJAY, R. Assessment of water quality using cluster analysis in coastal region of Mumbai, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 178, p. 321-332, 2011.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. São Paulo: Fundação Editora da UNESP, 2002. 120 p.

LEE, M. S.; LEE, K. K.; HYUNA, Y.; CLEMENT, T. P.; HAMILTON, D. Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers. **Ecological Modelling**, v. 192, p. 143–159, 2006.

LEITE, J. C. B. **Processos de salinização da água subterrânea armazenada em meio poroso e em meio fraturado no Vale do Cariri**. Fortaleza, 1997. 92fl. Dissertação (Mestrado em Física) – Programa de Pós-Graduação em Física, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Física. 1997.

LEVENSPIEL, Octave. **Engenharia das reações químicas**. São Paulo: Edgard Blücher. 2000., 563 p.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.937-943, 2010.

LOPES, C. R. M. **Qualidade das águas subterrâneas no Vale do Cariri - área em Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha - Estado do Ceará.** Fortaleza, 2004. 156 fl. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia. 2004.

MACHADO, C. J. F. **Modelagem geoquímica e de fluxos do sistema aquífero subterrâneo na bacia sedimentar do Araripe.** Fortaleza, 2005. 157fl. : Tese (Doutorado em Física) – Programa de Pós-Graduação em Física, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Física. 2005.

MANTOVANI, J. R.; EVARISTO, M.; CRISTINA, M. Nitrato em alface e mobilidade do íon em solo adubado com composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira.** v. 40, n. 1, p. 681–688, jul., 2005.

MANWELL, B. R.; RYAN, M. C. Chloride as an indicator of non-point source contaminant migration in a shallow alluvial aquifer. **Water Quality Research Journal of Canada,** v.41, p.383-397, 2006.

MCDONALD, M.G., AND HARBAUGH, A.W. **A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey.,** Book 6, Chapter A1, 1988. 586 p.

MENDONÇA, L. A. R. **Modelagem matemática, química e isotópica de uma bateria de poços na cidade de Juazeiro do Norte- Ceará.** Fortaleza, 1996. 122fl. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e ambiental. 1996.

MENDONÇA, L. A. R. **Recursos hídricos da Chapada do Araripe.** Fortaleza, 2001. 193fl. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceara, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e ambiental. 2001.

MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M. M. F.; MENDES FILHO, J. Isotope measurements and ground water flow modeling using MODFLOW for understanding environmental changes caused by a well field in semiarid Brazil. **Environmental Geology.,** v. 47. p. 1045-1053. mar., 2005.

MENDONÇA, J. F. B. **Solo: substrato da vida.** Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2006. 156 p

MERKEL, B. J.; PLANER-FRIEDRICH, B.; NORDSTROM, D. K. **Groundwater Geochemistry - A Practical Guide to Modeling of Natural and Contaminated Aquatic Systems**. 2. ed. 2008, 230 p.

METCALF, E.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 4. ed. 2003. 1819 p.

MIN (Ministério da Integração Nacional) – Política Nacional de desenvolvimento regional. **Plano estratégico de desenvolvimento sustentável do Semi-Árido**. Brasília. nov. 2005. 137 p.

MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N. Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.2, p.235-241, 2002.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005. 295 p.

MIOTLINSKI, K. Coupled Reactive Transport Modeling of Redox Processes in a Nitrate-Polluted Sandy Aquifer. **Aquatic Geochemistry**, v. 14, p. 117-131, 2008.

MS (Ministério da Saúde). Portaria Nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

MOLÉNAT, J.; GASCUEL-ODOUX, C. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. **Hydrological Processes**, v. 16, p. 479-492, 2002.

MOURA, L. B. **Estudo do consumo per capita de água da cidade de Juazeiro do Norte, Ceará, no período de 2000 a 2012**. Juazeiro do Norte, 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Instituto Federal do Ceará - Campus Juazeiro do Norte. 2014.

NOBRE, P. **Projeto áridas – Uma estratégia de desenvolvimento sustentável para o Nordeste: Clima e mudanças climáticas no Nordeste**. Setembro, 1994. 60 p.

OGATA, A. Theory of dispersion in a granular medium. U.S. **Geological Survey Professional Paper** 411-I. 1970.

PARKHURST, D. L.; APPELO, C.A.J., 1999. **User's Guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations**. Colorado: Geological Survey, Water-Resources Investigations, Report 99-4259, 1999. 312 p.

REBOUÇAS, A. C.; GASPARY, J. **As águas subterrâneas do Nordeste: estimativas preliminares**. Série Hidrogeologia. Recife: SUDENE, v. 6, 1971. 46 p.

RENCHE, A. C. **Methods of multivariate analysis**. New York: John Wiley & Sons, 2002. 738 p.

REISENAUER, H.M. **Absorption and utilization of ammonium nitrogen by plants**. In: NIELSEN, D.R.; McDONALD, J.G. Nitrogen in the environment. London, Academic Press, v. 2, 1978. p.157-170.

REYNOLDS, W. D. ELRICK, D. E. Hydraulic conductivity measurement in the unsaturated Zone using improved well analyses”. Summer, p.184-193, 1989.

RICHTER, B. C.; Kreitler, C. W. Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization. Boca Raton: C. K. Smoley, 1993. 258p.

ROCHA, F. A.; MAURO A. MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; CANTARUTTI, R. B.; DA SILVA, J. O. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 54-61, 2008.

RUGGIERO, M. A. G.; LOPES, V. L. R. **Cálculo numérico: aspectos teóricos e computacionais**. 2 ed. São Paulo: Pearson Makron Books, 1997. 406 p.

MANOEL FILHO, J. **Contaminação das águas subterrâneas**. In: FEITOSA, A. C. F., MANOEL FILHO, J. (Coord.) Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM/REFO, LABHID-UFPE. 2. ed. Fortaleza, 2000. 391 p.

SANTIAGO, M. F.; FRISCHKORN, H.; BEZERRA, A.; BRASIL, R. **Medidas hidroquímicas em poços e fontes do Cariri – sul do Ceará**. In: ABAS. Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 5. São Paulo, Anais... São Paulo, 1988. p. 112-120.

SANTOS, A. C. **Movimento das águas subterrâneas**. In: FEITOSA, A. C. F., MANOEL FILHO, J. (Coord.) Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM/REFO, LABHID-UFPE. 2. ed. Fortaleza, 2000. 391 p

SANTOS, M. R. P. **Transporte advectivo de poluentes do riacho dos Macacos ao aquífero rio da batateira na cidade de Juazeiro do Norte – CE**, Fortaleza, 2004. 110fl. Dissertação (Mestrado em Física) – Programa de Pós-Graduação em Física, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Física. 2004.

SANTOS, M. R. P.; SANTIAGO, M. M. F.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H.; MENDES FILHO, J. Modelagem do transporte de cloreto proveniente de esgoto urbano em um aquífero sedimentar usando MT3D: o caso da bateria de poços de Juazeiro do Norte (CE). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 19, n. 3. p. 283-292, jul./set., 2014.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; DE MELO FILHO, L. C. **Filtração em Margem**. In: PROSAB. (Org.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano, Capítulo 5. PROSAB, ABES. Rio de Janeiro. 2006.

SILVA, C. M. S. V. **Estudo da dinâmica da água subterrânea no Cariri com base em dados de trício**. Fortaleza, 1992. 105fl. Dissertação (Mestrado em Física) – Programa de Pós-Graduação em Física, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Física. 1992.

SILVA, C. M. S. V. **Modelo fenomenológico para a circulação de água na bacia sedimentar do cariri com base em isótopos e hidroquímica**. Fortaleza, 1996. 162fl. Tese (Doutorado em Física) – Programa de Pós-Graduação em Física, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Física. 1996.

SOUZA, C. D. Simulação computacional do fluxo hídrico subterrâneo na região do Cariri e calibração utilizando gradiente das cargas hidráulicas. Fortaleza, 2007. 117fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 2007.

SVENSSON, T.; LOVETT, G. M.; LIKENS, G. E. Is chloride a conservative ion in forest ecosystems? **Biogeochemistry**, v.107, p.125-134, 2012.



THEIS, C. V. The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. Trans. **American Geophysical Union**. v. 16, n. 2, p. 519-524. 1935.

TINDALL, J. A., KUNKEL, J. R. **Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers**. Prentice-Hall, Inc. 1999, 624 p.

TODD, D.K. **Hidrologia de Águas Subterrâneas**. Rio de Janeiro: USAID, 1967. 319 p.

TODD, D. K. **Groundwater Hydrology**. New York: John Wiley. 1980. 535 p.

TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. Bank Filtration: A Promise of. **Environmental Science & Technology**. v. 36, n. 21, p. 422-428. nov., 2002.

VERÍSSIMO, L. S. A importância das águas subterrâneas para o desenvolvimento socioeconômico do eixo CRAJUBAR, Cariri Ocidental - Estado do Ceará. Fortaleza, 1999. 140fl. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia. 1999.

WRIEDT, G.; RODE, M. Modelling nitrate transport and turnover in a lowland catchment system. **Journal of Hydrology**, v. 328, p. 157-176, 2006.

WUTKE, A. C. P.; CAMARGO, O. A. **Adsorção e troca iônica**. In: MONIZ, A. C.; MEDINA, H. P. Elementos de pedologia. Rio de Janeiro, LTC. 1975. 459 p.

YOSHIMOTO, S.; TSUCHIHARA, T.; ISHIDA, S.; IMAIZUMI, M. Development of a numerical model for nitrates in groundwater in the reservoir area of the Komesu subsurface dam, Okinawa, Japan. **Environmental Earth Sciences**. v. 70, p. 2061–2077, 2013.

ZANETTI, N. **Estimativa da vulnerabilidade natural do aquífero livre no município de Rio Claro/SP**. Rio Claro. 2012. 110fl. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2012.

ZHENG, C. MT3D: A modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. **Report to the U.S. Environmental Protection Agency**, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Ada. oct. 1990. 169 p.

ZHENG, C.; WANG, P. P. MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. **Environmental Laboratory. U.S. Army Engineer Research and Development Center.** Washington. dec. 1999. 220 p.

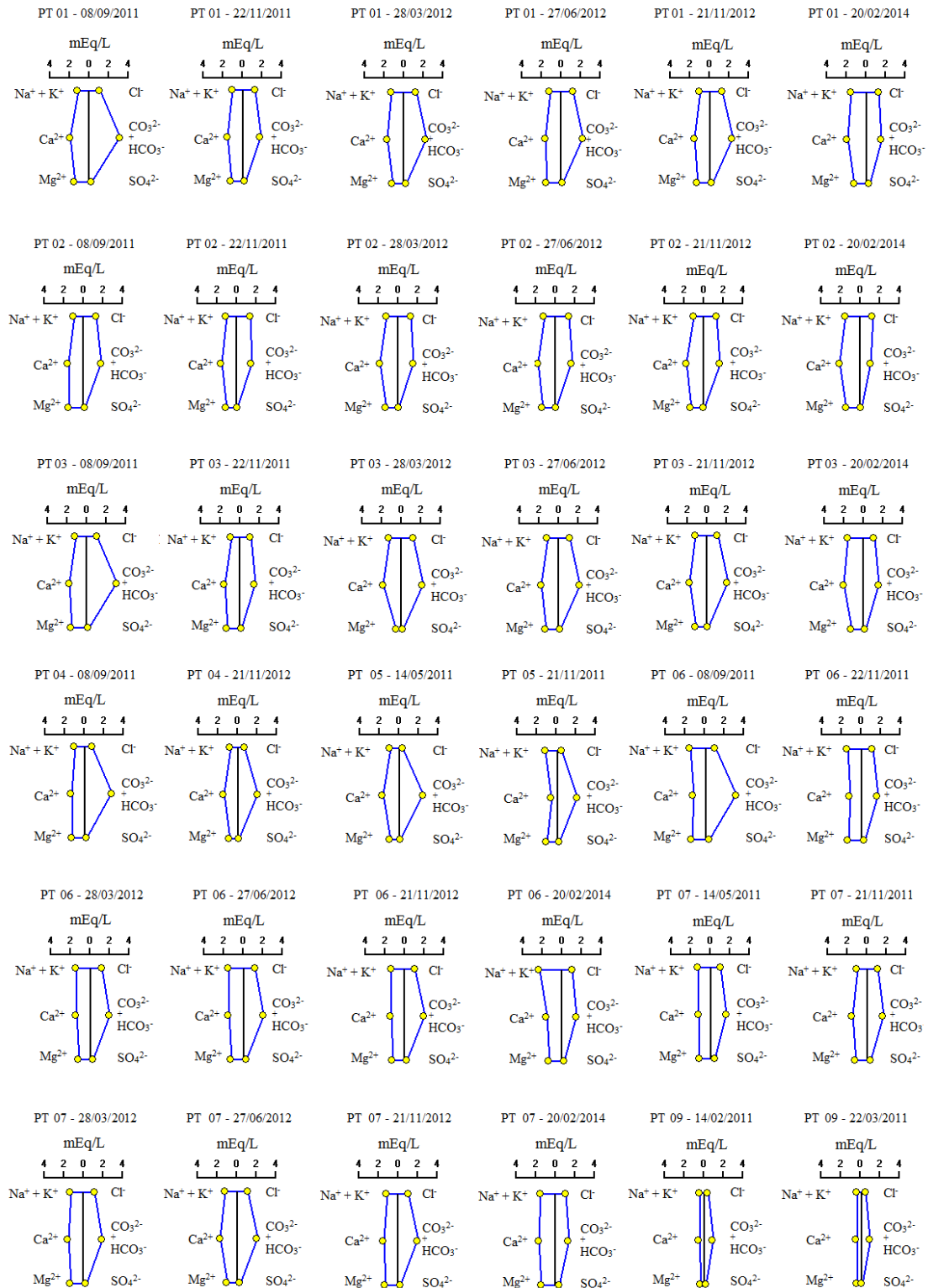
## APÊNDICE A

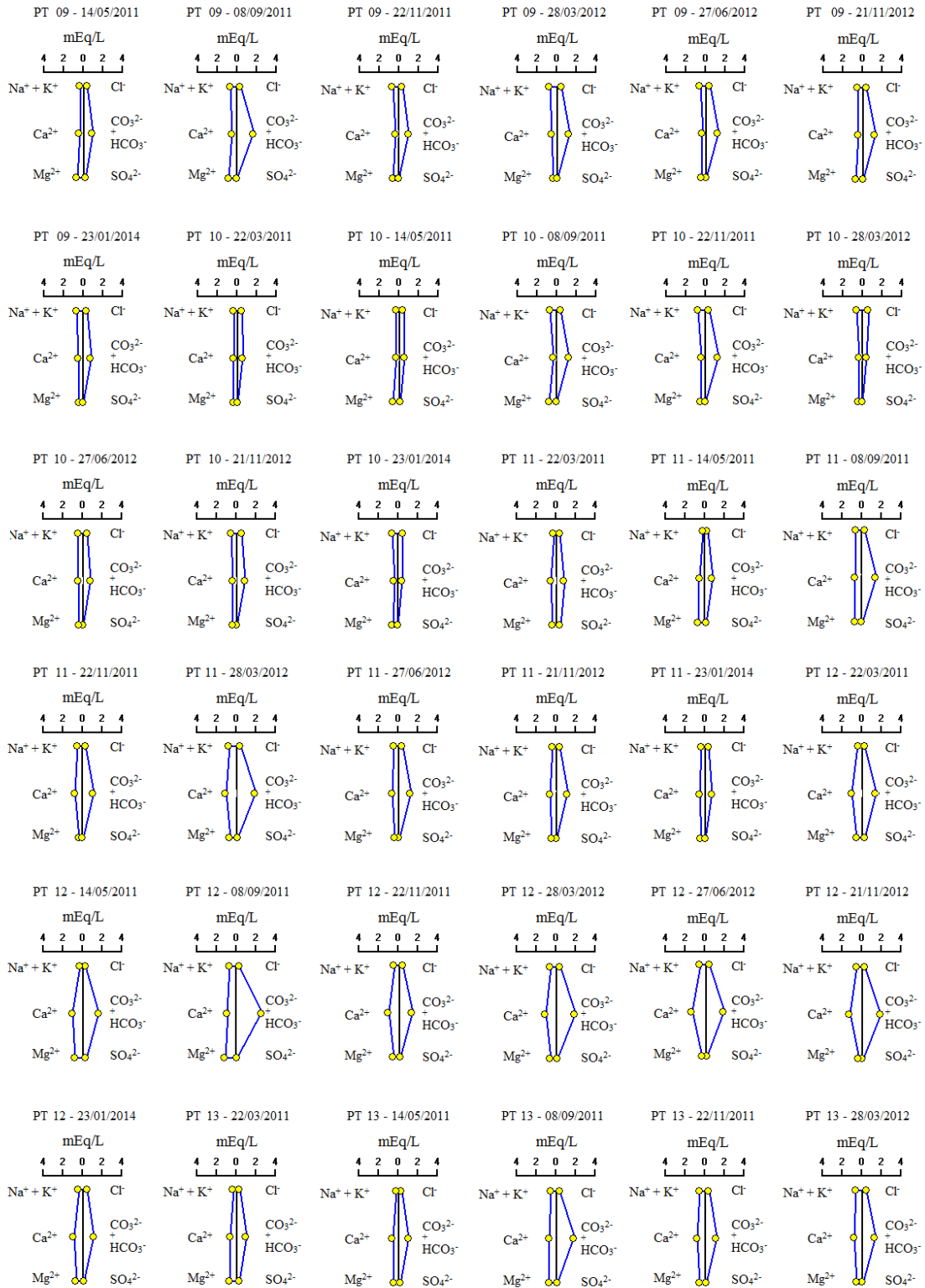
### PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MÉTODOS DE ANÁLISES

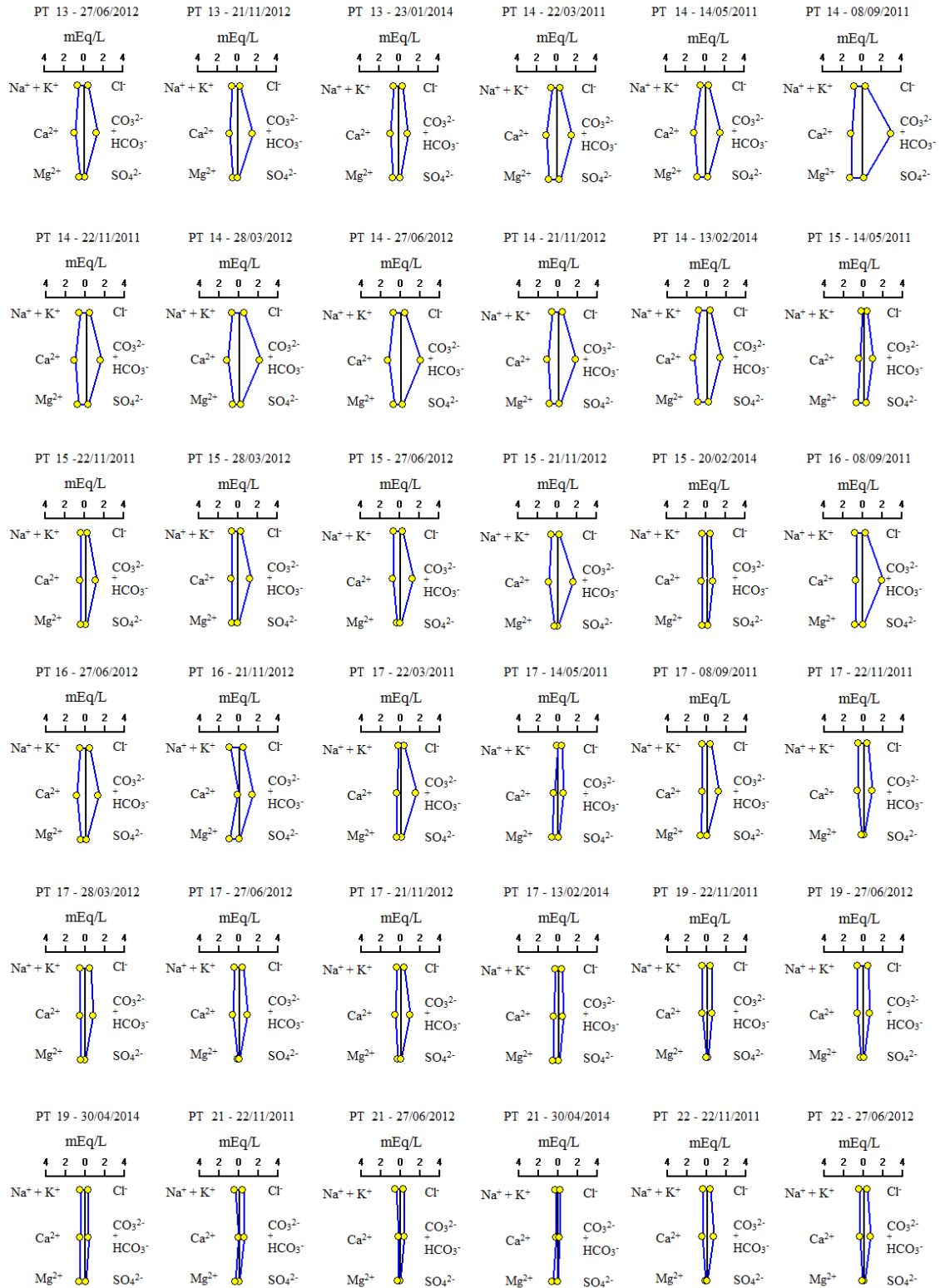
PARÂMETRO ANALISADO	UNIDADE	MÉTODO APHA (2005)
<b>Parâmetros Físicos</b>		
Temperatura	°C	Sensor de Temperatura
pH		Potenciométrico
Condutividade elétrica	µS/cm	Condutivimétrico
<b>Parâmetros Químicos</b>		
Oxigênio Dissolvido	mgO <sub>2</sub> /L	Frasco de Iodo
Alcalinidade Total	mgCaCO <sub>3</sub> /L	Titulométrico – Ácido sulfúrico 0,02 N
Cálcio	mg/L	Titulométrico – EDTA
Magnésio	mg/L	Titulométrico – EDTA
Cloreto	mg/L	Titulométrico
Sódio	mg/L	Fotometria de chama
Potássio	mg/L	Fotometria de chama
Ferro Total	mg/L	Espectrofotométrico – Fenantrolina
Sulfato	mg/L	Espectrofotométrico
Amônia	mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	Espectro – Método do Fenato
Nitrito	mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	Espectro – Reagente de cor
Nitrato	mgN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L	Espectro – Salicilato de Sódio e Nitraver-5

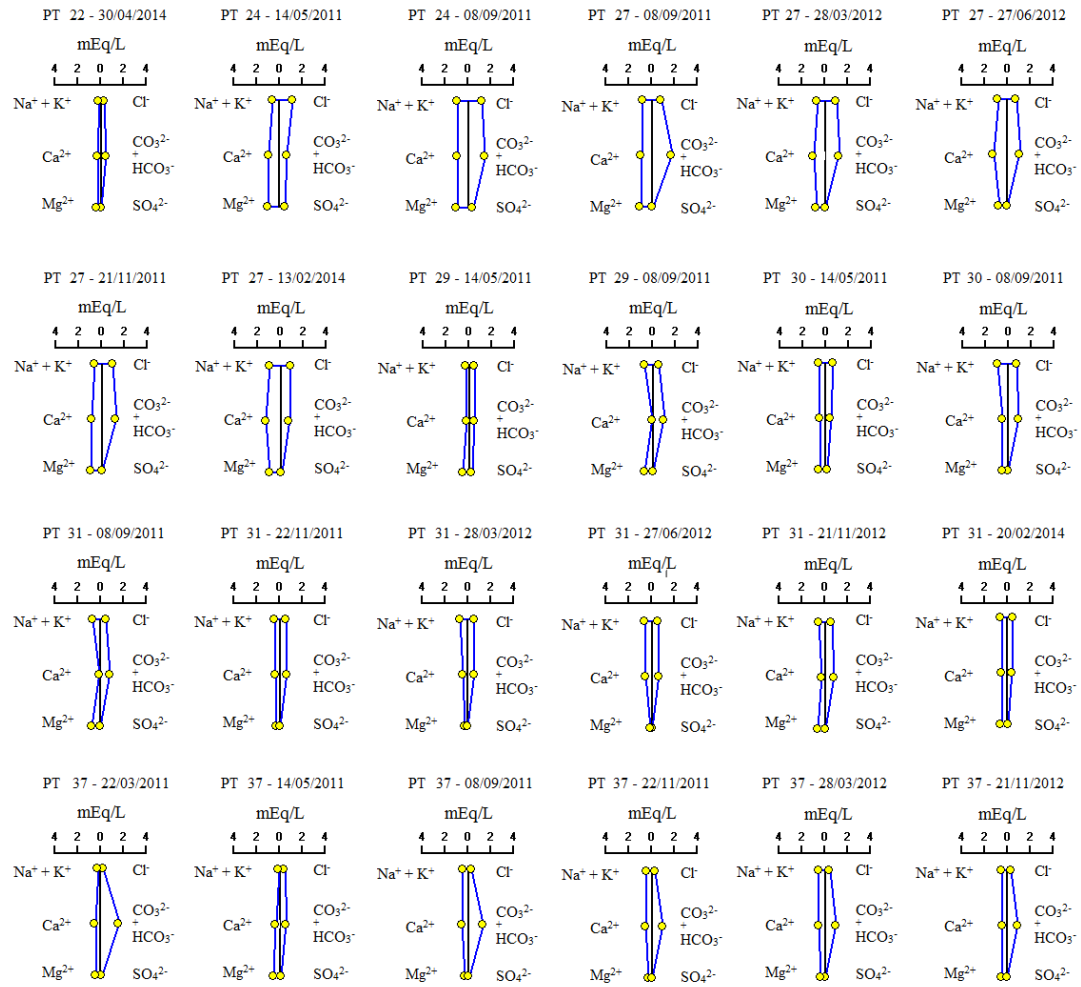
## APÊNDICE B

### DIAGRAMAS DE STIFF DAS 132 AMOSTRAS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS









### APÊNDICE C

LOCALIZAÇÃO, PERFIL LITOLÓGICO E DADOS TÉCNICOS DOS POÇOS PRESENTES EM JUAZEIRO DO NORTE – CE OBTIDOS A PARTIR DA BASE DE DADOS SIAGAS/CPRM PARA A ELABORAÇÃO DE ÍNDICES E MAPAS DE VULNERABILIDADE

Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
558/1998 – SOHIDRA	462184	9196819	Areno-Argiloso/ Arenito	0,4	Siltito/Arenito	0,8	64,0	0,6	0,2
INDÚSTRIA DE CALÇADOS	461750	9197347	Argilo-Arenoso/ Arenoso	0,4	Siltito/Arenito	0,8	44,6	0,7	0,2
PT 22	462815	9197965	Areia	1,0	Areia	0,6	42,0	0,7	0,4
PT 45	462963	9198293	Arenito	0,6	Arenito	0,8	60,0	0,6	0,3
PT 21	462702	9198622	Areia	1	Areia	0,6	39,9	0,7	0,4
PT 19	462782	9198985	Arenito	0,6	Arenito	0,8	32,3	0,7	0,3
JUN/CE/162 (APUC)	462926	9199150	Arenito-Siltoso/ Arenito-Fino	0,6	Arenito Fino	0,8	9,1	0,8	0,4
PT 09	464314	9199625	Silte	0,6	Silte	0,5	34,6	0,7	0,2
PT 14	464938	9199245	Silte/Argila- Siltosa/ Argila-Arenosa	0,6	Silte Arenoso- Argiloso	0,6	20,4	0,7	0,3
PT 16	465461	9199604	Areno-Argiloso	0,4	Areno-Argiloso	0,5	4,7	0,9	0,2
PT 11	464360	9198764	Areia	1,0	Areia	0,6	22,9	0,7	0,4
PT 12	464344	9198327	Silte Areno - Argiloso	0,4	Silte Areno- Argiloso	0,5	15,4	0,8	0,2



Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
PT 13	464365	9197926	Solo/Areia	1,0	Solo	0,4	12,3	0,8	0,3
PT 15	464980	9197278	Solo/Argila/ Arenito Fino	0,4	Solo-Argila	0,5	14,5	0,8	0,2
PT 44	465294	9198322	Areno-Argiloso/ Arenito/Arenito	0,6	Areno-Argiloso/ Arenito	0,7	40,6	0,7	0,3
PT 37	465072	9198722	Areia Argilosa/ Arenito/Arenito	0,6	Areia Argilosa Arenito	0,7	27,7	0,7	0,3
PT UFC 2	466457	9197727	Siltito/Argilito	0,4	Siltito/Argila	0,6	84,5	0,6	0,1
PT UFC 1	466411	9197884	Siltito/Arenito/ Arenito	0,6	Siltito/Arenito	0,7	76,6	0,6	0,3
PT 34	466973	9198723	Solo/Silte(Arilos o)/ Arenito	0,4	Silte-Argiloso/ Siltite	0,5	73,0	0,6	0,1
RB CALÇADOS IND.	466874	9198854	Arenito/Argilito/ Arenito/Arenito	0,6	Areia/Argila/ Areia	0,6	69,2	0,6	0,2
PT 38	468219	9198850	Areia Argilosa/ Arenito	0,4	Areno-Argiloso/ Arenito	0,7	30,0	0,7	0,2
PT 39	468512	9198656	Areno-Argiloso/ Arenito/Arenito	0,6	Areno-Argiloso/ Arenito	0,7	32,6	0,7	0,3
PT 41	468591	9198850	Areno- Argiloso/Argila/ Arenito/Arenito	0,6	Areno-Argiloso/ Argila/Arenito	0,7	27,0	0,7	0,3
PT 46	469200	9199577	Arenito/Arenito/ Arenito	0,6	Arenito/Arenito	0,8	24,1	0,7	0,3
PS235/2006 - SOHIDRA	472680	9201352	Areia Argilosa/ Arenito Argiloso	0,4	Areno-Agilosa/ Arenito Argiloso	0,6	16,0	0,8	0,2

Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
SOHIDRA CACHOEIRA	475270	9205172	Argilito/Arenito/Arenito	0,6	Argiloso/Arenoso	0,6	20,0	0,7	0,3
PS030/2006 - SOHIDRA	475792	9206096	Areia-Argilosa/Arenito	0,4	Areno-Argiloso	0,6	19,0	0,8	0,2
SOHIDRA	475069	9206779	Argilito	0,4	Argilito	0,5	13,0	0,8	0,2
PS011/2007 - SOHIDRA	474730	9206198	Areia	1,0	Areia	0,6	4,8	0,9	0,5
PS069/2007 - SOHIDRA	471651	9205809	Solo Arenoso-Argiloso	0,4	Areno-Argiloso	0,6	12,0	0,8	0,2
PT 36	462926	9199979	Arenoso-Argiloso/Arenito/Arenito/Arenito	0,6	Areno-Argiloso/Arenito/Arenito	0,7	58,4	0,6	0,3
PT 40	461753	9199863	Arenito-Argiloso/Arenito	0,6	Areno-Argiloso/Arenito	0,7	38,0	0,7	0,3
PT 24	461731	9200130	Argila(Camada Fina)/Areia Grossa	0,6	Argila/Areia	0,6	60,0	0,6	0,2
TV VERDES MARES	460878	9200975	Areia Argilosa/Arenito	0,4	Argilo-Arenoso/Arenito	0,6	14,2	0,8	0,2
PT 33	461055	9201062	Arenito Muito Fino	0,6	Arenito Muito Fino	0,8	22,0	0,7	0,3
ATACADÃO	461794	9200964	Argila Arenosa	0,4	Argilo-Arenoso	0,6	20,9	0,7	0,2
JUN/CE/109	463205	9201169	Arenito/Arenito/Arenito	0,6	Arenito	0,8	36,6	0,7	0,3

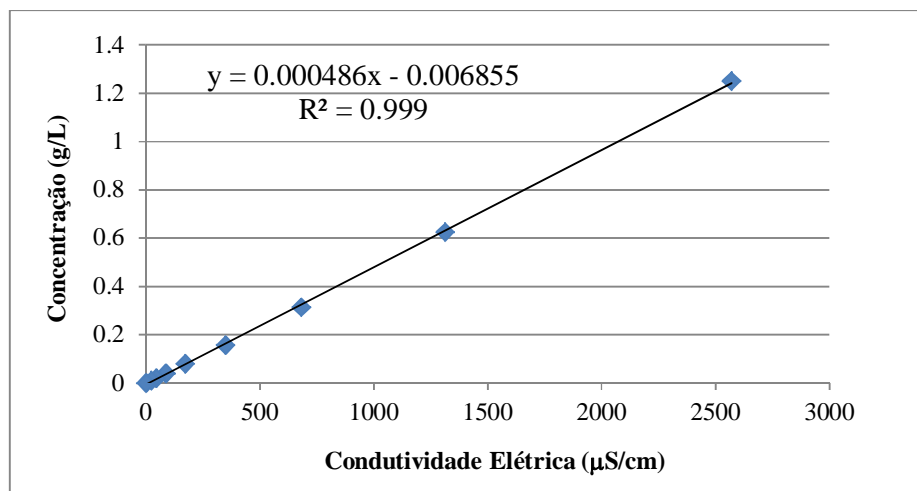
Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
JUN/CE/084	463657	9201276	Argilito/Arenito/ Arenito/Argilito	0,4	Arenoso- Argiloso/ Argilito/Arenito	0,6	36,2	0,7	0,2
CONGREGAÇÃO O CRISTÃO DO BRASIL	464185	9200543	Siltito/Arenito	0,6	Argilo- Arenoso/Arenito	0,6	65,0	0,6	0,2
PT 30	464667	9200932	Solo/Arenito/ Arenito	0,6	Solo/Arenito	0,7	69,0	0,6	0,3
JUN/CE/137 (BAIRRO ROMEIRÃO)	465347	9200964	Arenito/Arenito/ Arenito	0,6	Arenito	0,8	51,8	0,6	0,3
PT 17	465727	9199974	Silte	0,6	Silte	0,5	1,3	0,9	0,3
PT 27	465565	9200254	Arenito/Arenito/ Arenito	0,6	Arenito	0,8	24,6	0,7	0,3
PS233/2006 - SOHIDRA	465947	9200109	Areia Argilosa/ Arenito Argiloso/ Arenito	0,4	Arenito-Argiloso	0,6	25,0	0,7	0,2
PT 31	466275	9200568	Arenito Fino/ Arenito Fino	0,6	Arenito	0,8	17,3	0,8	0,4
PT 01	466038	9200776	Areia/Areia Argilosa	0,4	Areia Argilosa	0,6	14,9	0,8	0,2
PT 02	466026	9201041	Argila(Camada Fina)/ Areia Fina/Quartzo	0,6	Argila/Areia/ Quartzo	0,6	19,8	0,8	0,3

Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
JUN/CE/160	467157	9199951	Arenito Argiloso/ Arenito/Arenito	0,6	Arenito Argiloso	0,6	30,8	0,7	0,3
PS234/2006 -	461213	9202762	Arenito	0,6	Arenito	0,8	8,0	0,8	0,4
PS036/2010 - SOHIDRA	463055	9202016	Arenoso- Argiloso/ Arenito	0,6	Arenoso- Argiloso/ Arenito	0,7	16,0	0,8	0,3
JUN/CE/158 (PREDIO VALE DO CARIRI)	463813	9201515	Arenito/Arenito/ Argilito/Arrenito	0,4	Arenito/Argila/ Arenito	0,6	42,5	0,7	0,2
PS150/2006 - SOHIDRA	464002	9201477	Arenito- Argiloso/ Argilito	0,4	Arenito- Argiloso/ Argilito	0,5	45,0	0,7	0,1
HOSPITAL REGIONAL DO CARIRI	464070	9201172	Argila-Arenosa/ Arenito/Arenito	0,6	Argilo-Arenoso/ Arenito	0,6	39,4	0,7	0,3
PS163/2009 - SOHIDRA (HRC)	464170	9201232	Arenito- Argiloso/ Arenito/Argilito/ Arenito	0,4	Arenito/Argilito/ Arenito	0,5	56,0	0,6	0,1
PT 29	464678	9201262	Areia/Argila/ Arenito/Arenito	0,4	Areia/Argila/ Arenito	0,5	63,0	0,6	0,1
PT 28	464715	9201288	Arenito/Siltito/ Arenito/Arenito	0,6	Arenito/Argila/ Arenito	0,5	61,2	0,6	0,2
PS031/2009 - SOHIDRA	464649	9201412	Solo Argiloso/ Arenito/Arenito	0,6	Argilo-Arenoso/ Arenito/Arenito	0,6	60,0	0,6	0,2

Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
PS043/2006 - SOHIDRA	464918	9201547	Areia/Argilito/Arenito	0,4	Sedimento Arenoso/Argila	0,5	57,0	0,6	0,1
PS026/2010 - SOHIDRA	464057	9202085	Arenoso/Arenito/Arenito	0,6	Arenoso/Arenito	0,7	31,0	0,7	0,3
Clinimagem	464280	9202292	Argila/Cascalho/Argila/Areia	0,4	Argila/Seixo Rolado/Argila	0,5	26,5	0,7	0,1
JUN/CE/136 (INBOPLASA)	464180	9202744	Argilo-Arenoso/Siltito	0,4	Areno-Argiloso/Argila	0,6	24,0	0,7	0,2
PS008/2007 - SOHIDRA	465000	9203555	Areia-Argilosa/Arenito	0,6	Areno-Argiloso/Arenito	0,6	12,9	0,8	0,3
2300001521	465005	9203015	Areia/Arenito/Arenito	0,6	Areia/Areia/Arenito	0,7	44,6	0,7	0,3
RODOVIÁRIA	465100	9203050	Argilito/Arenito/Argilito	0,4	Argila/Areia/Argila	0,5	50,0	0,7	0,1
RUA FRANCISCANO	465065	9203020	Areia/Argilito	0,4	Areia	0,6	28,0	0,7	0,2
COLEGIO MUNICIPAL	465200	9203100	Arenito Fino	0,6	Areia Fina	0,7	7,0	0,8	0,3
PS027/2010 - SOHIDRA	465317	9203022	Argila-Arenosa/Arenito	0,4	Argila-Arenoso/Arenito	0,6	28,0	0,7	0,2
PT 03	466816	9201270	Areia/Seixos De Quartzo	0,6	Areia	0,7	20,0	0,7	0,3
PT 04	466840	9201563	Areia	1,0	Areia	0,7	1,4	0,9	0,6
PT 35	467463	9201579	Silte/Arenito/Argilito/Arenito	0,4	Silte/Arenito/Argilito	0,6	43,2	0,7	0,2
PT 05	466364	9201913	Areia	1,0	Areia	0,7	17,9	0,8	0,6

Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
PT 06	466237	9202222	Areia	1,0	Areia	0,7	8,0	0,8	0,6
PT 08	466603	9203030	Silte/Arenito	0,6	Silte/Arenito	0,6	15,8	0,8	0,3
JUN/CE/161	467186	9202746	Argila/Argila/ Argila	0,4	Argila	0,5	21,7	0,7	0,1
LOTEAMENTO COMPLEXO CONVIVER	469380	9202011	Arenoso-Argiloso/Arenito /Arenito	0,6	Arenoso-Argiloso/Arenito	0,7	18,0	0,8	0,3
PT 18	469580	9202611	Areia	1,0	Areia	0,7	30,6	0,7	0,5
PT 23	470260	9202499	Areia	1,0	Areia	0,7	33,1	0,7	0,5
JUN/CE/043	460220	9206192	Arenoso/Arenito	0,6	Arenoso/Arenito	0,7	31,0	0,7	0,3
PS105/2010 - SOHIDRA	465052	9204934	Arenito Fino	0,6	Arenito	0,8	3,5	0,9	0,4
PT 25	464015	9204436	Arenito	0,6	Arenito	0,8	4,5	0,9	0,4
PT 20	464184	9204210	Arenoso-Argiloso/Arenito	0,6	Arenoso-Argiloso/Arenito	0,7	15,0	0,8	0,3
JUN/CE/107	465763	9205700	Argila	0,4	Argila	0,5	10,0	0,8	0,2
PT 42	465981	9205604	Arenoso-Argiloso/Arenito/Arenito	0,6	Arenoso-Argiloso/Arenito/Arenito	0,7	8,5	0,8	0,3
JUN/CE/159 (SÍTIO SÃO JOSÉ)	469178	9204897	Arenito/Arenito	0,6	Arenito/Arenito	0,8	15,9	0,8	0,4
PT 10	464356	9199134	Areia/Argila/Areia	0,4	Areia/Argila/Areia	0,6	17,3	0,8	0,2

Poço	Localização		Índice G		Índice O		Índice D		Índice GOD
	UTM X	UTM Y	Grau de Confinamento	Valor (0,0 a 1,0)	Litologia	Valor (0,4 a 1,0)	Nível Estático	Valor (0,6 a 1,0)	
PS230/2006 - SOHIDRA	467870	9212829	Areia-Argilosa/ Arenito	0,6	Areno-Argiloso	0,6	20,0	0,8	0,3
SITIO VEADOS	472250	9213400	Solo Arenoso-Argiloso	0,6	Solo Arenoso-Argiloso	0,6	1,7	0,9	0,3
PS148/2006 - SOHIDRA	461496	9210293	Arenito Argiloso	0,6	Arenito-Argiloso	0,6	12,0	0,8	0,3
PT 32	464704	9210892	Solo/Arenito-Fino	0,6	Solo	0,4	9,0	0,8	0,2
PS149/2006 - SOHIDRA	467828	9210493	Arenito Argiloso	0,6	Arenito Argiloso	0,6	7,0	0,8	0,3
PS160/2006 - SOHIDRA	469793	9208487	Arenito-Argiloso/ Argilito	0,4	Arenito-Argilito/ Argila	0,5	17,7	0,8	0,2
PS232/2006 - SOHIDRA	472725	9209801	Areia/Xisto	0,4	Areno-Argilosa	0,6	25,0	0,7	0,2
PS042/2006 - SOHIDRA	473938	9208856	Arenito	0,6	Arenito	0,8	3,5	0,9	0,4
SOHIDRA	474667	9208552	Arenito	0,6	Arenito	0,8	6,0	0,8	0,4
SOHIDRA	476951	9208552	Arenito	0,6	Arenito	0,8	7,0	0,8	0,4
PS234/2006 - SOHIDRA	475212	9209916	Argila Arenosa/ Arenito	0,4	Sedimento Argilo-Arenoso	0,6	4,1	0,9	0,2

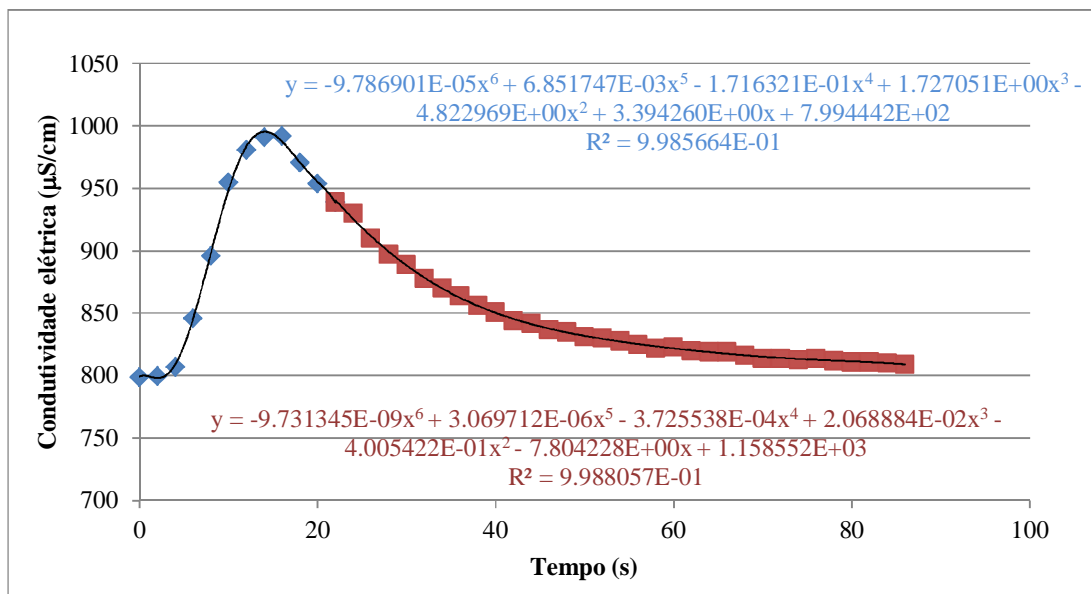
**APÊNDICE D****CURVA DE DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE ANGULAR DA CONCENTRAÇÃO DE SAL *VERSUS* A CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA**Concentração (g/L) X Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )



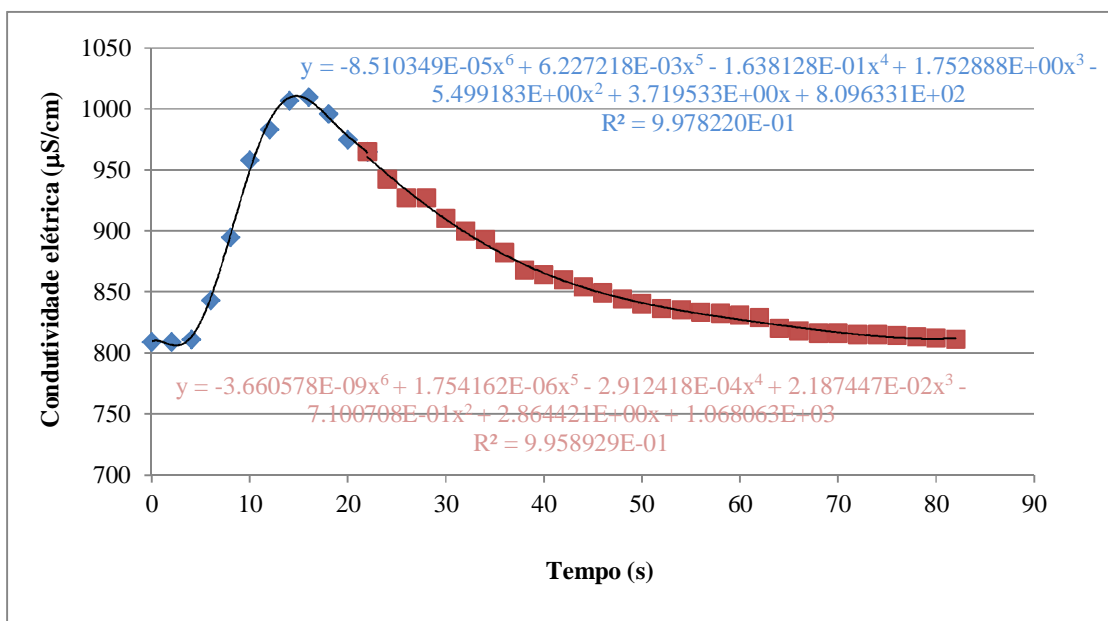
## APÊNDICE E

### CURVAS DE MEDIÇÃO DE VAZÃO PELO MÉTODO DO TRAÇADOR

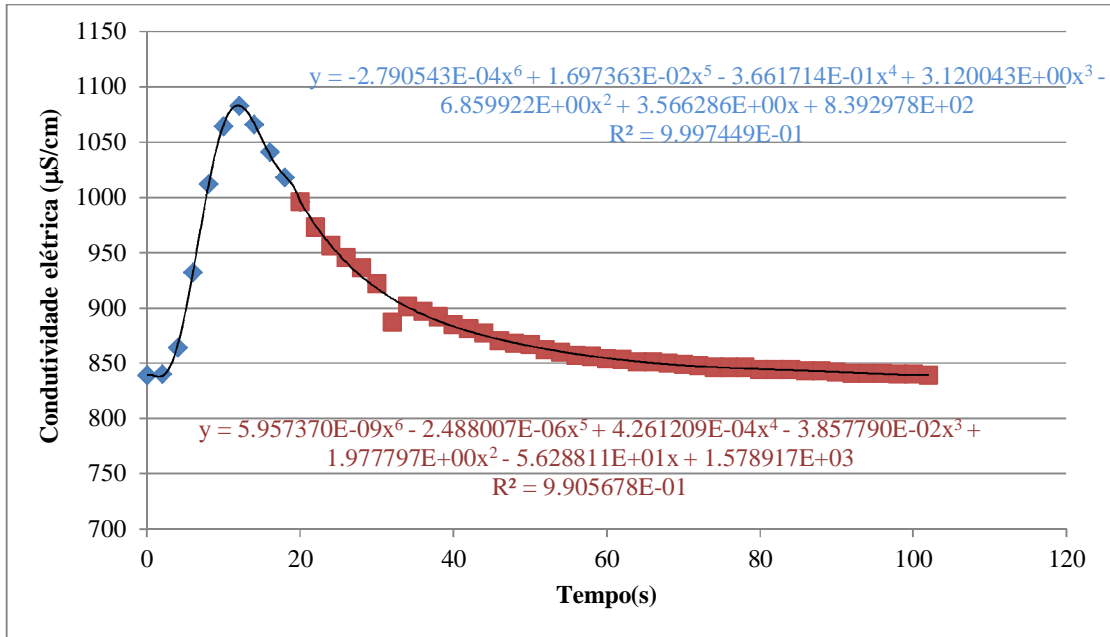
#### Ponto de Esgoto – PE – ORIGEM (Ensaio 1)



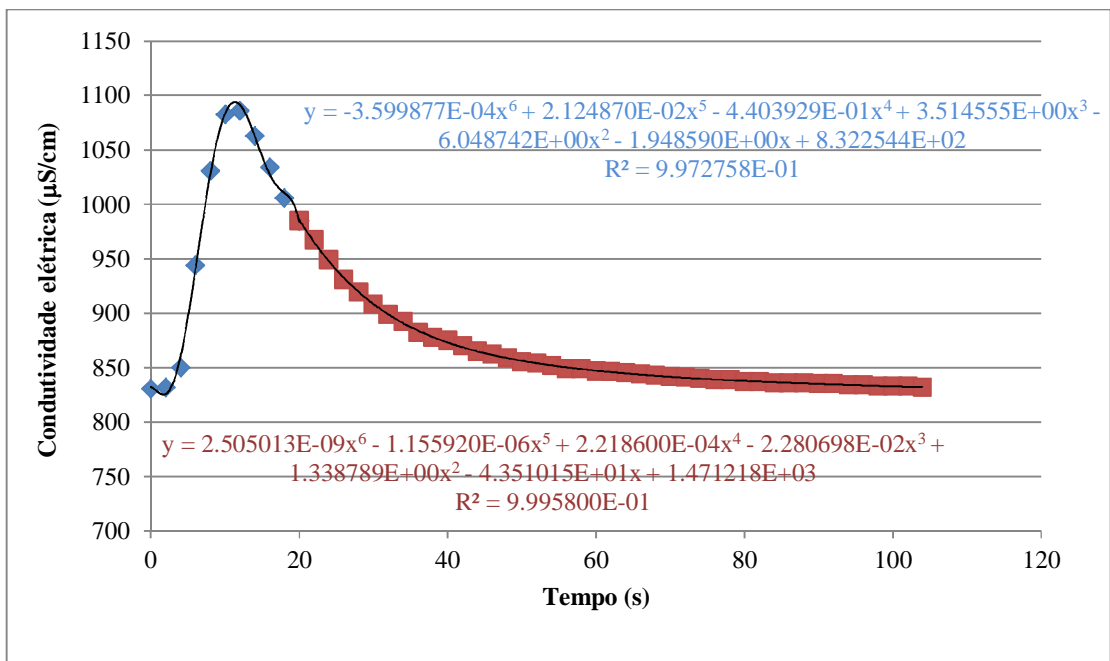
#### Ponto de Esgoto – PE – ORIGEM (Ensaio 2)



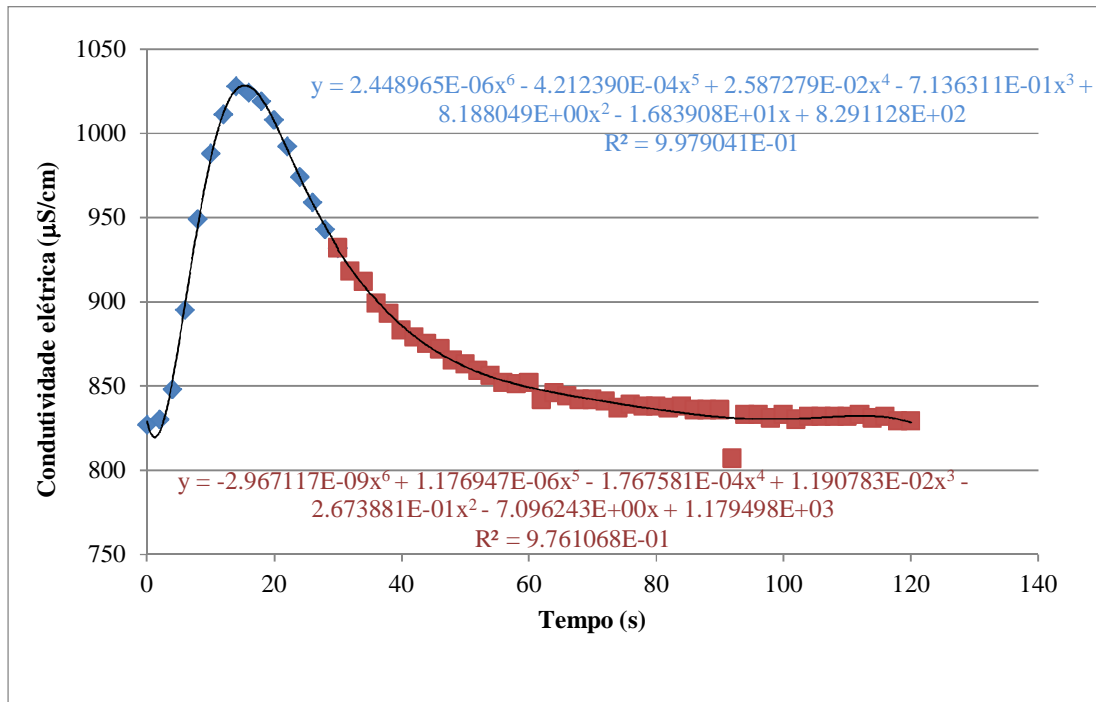
## Ponto de Esgoto – PE 2 (Ensaio 1)



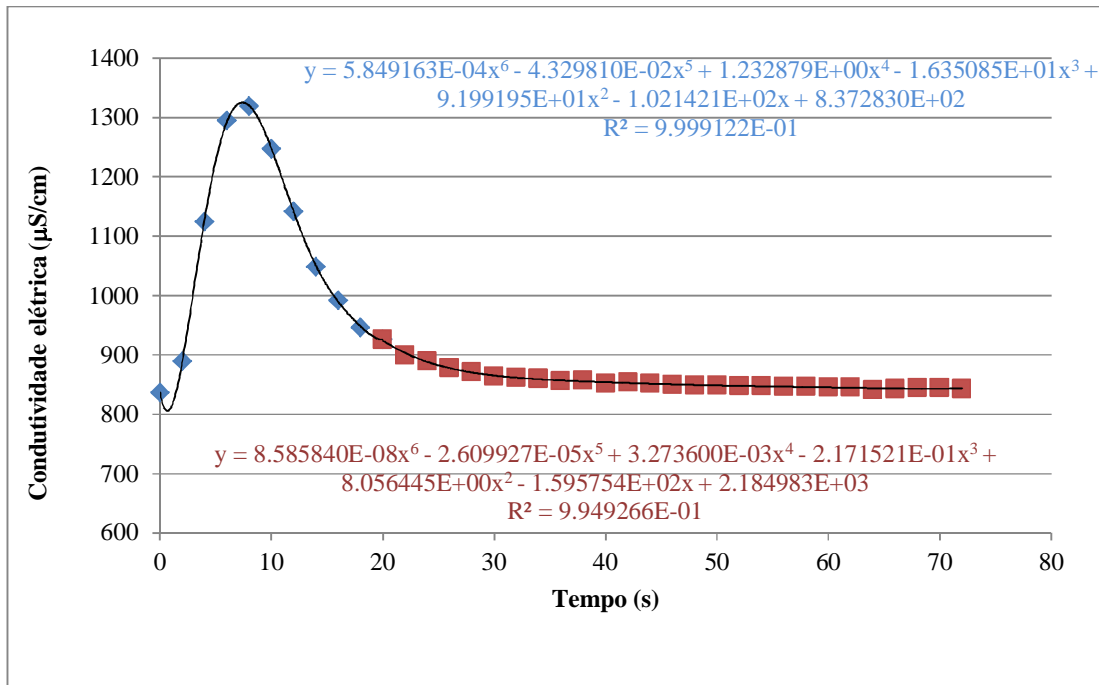
## Ponto de Esgoto – PE 2 (Ensaio 2 )



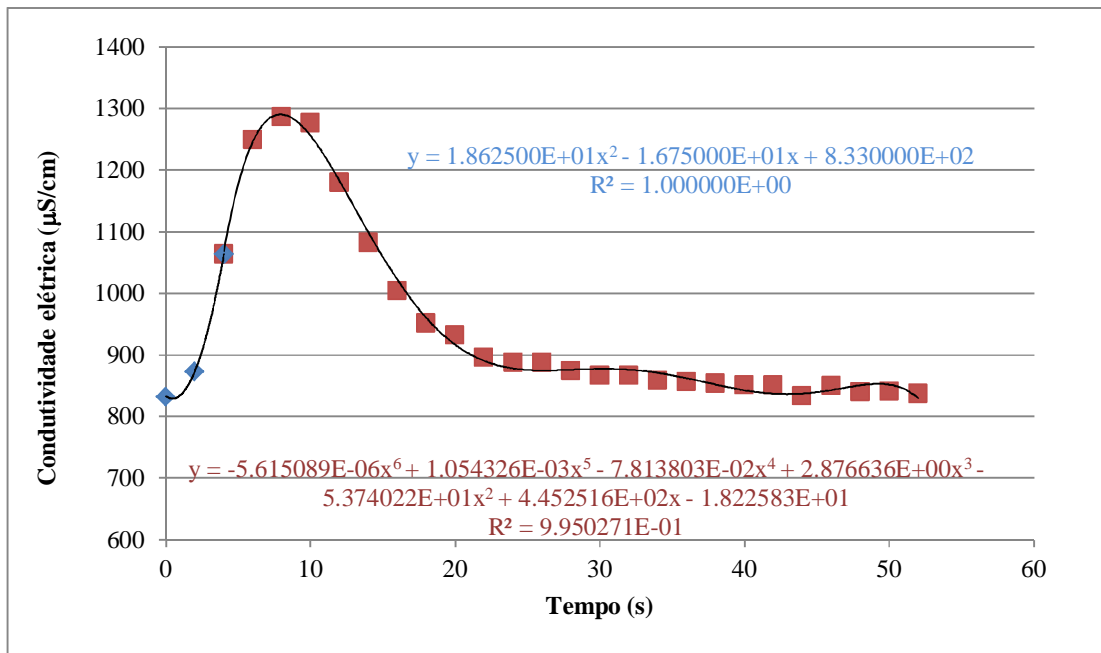
## Ponto de Esgoto – PE 3 (Ensaio 1)



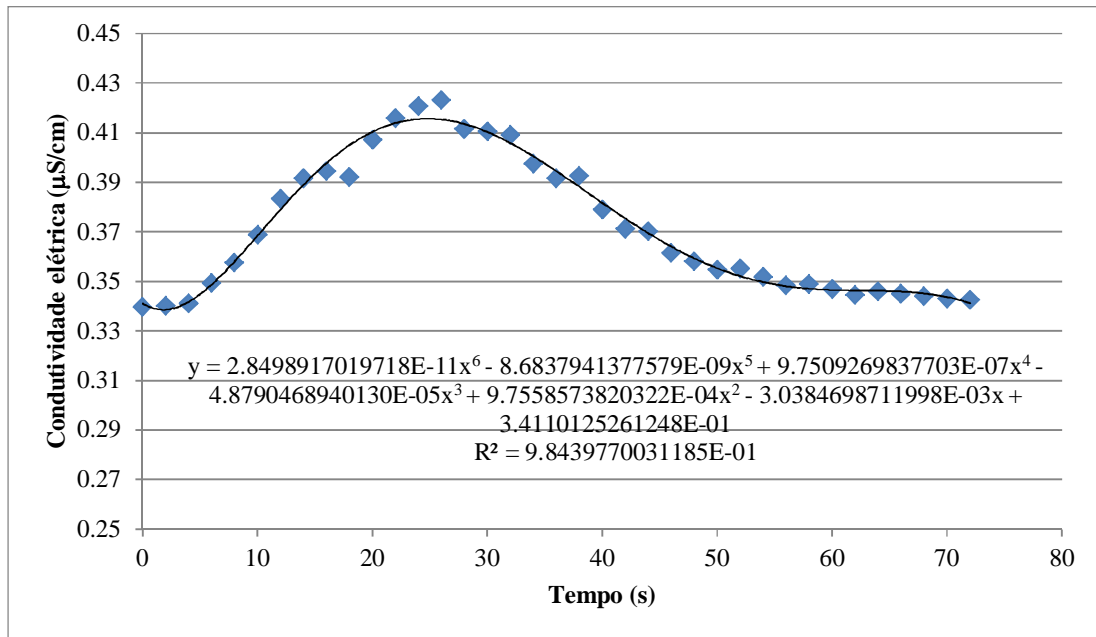
## Ponto de Esgoto – PE 4 (Ensaio 1 )



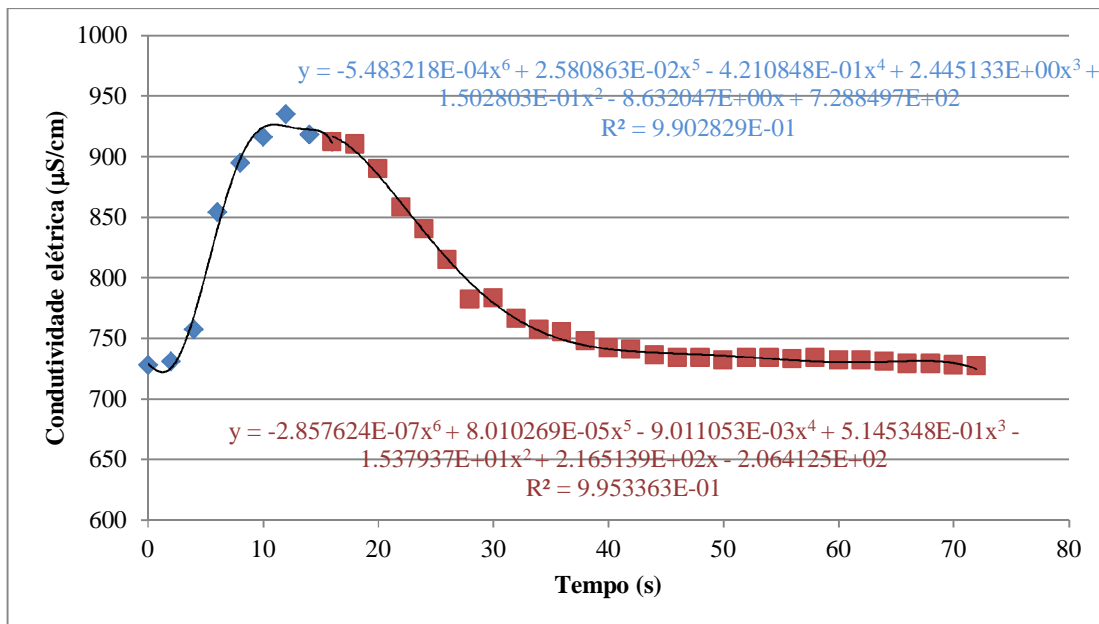
## Ponto de Esgoto – PE 4 (Ensaio 2 )



## Ponto de Esgoto – PE 5 (Ensaio 1 )



## Ponto de Esgoto – PE 5 (Ensaio 2)



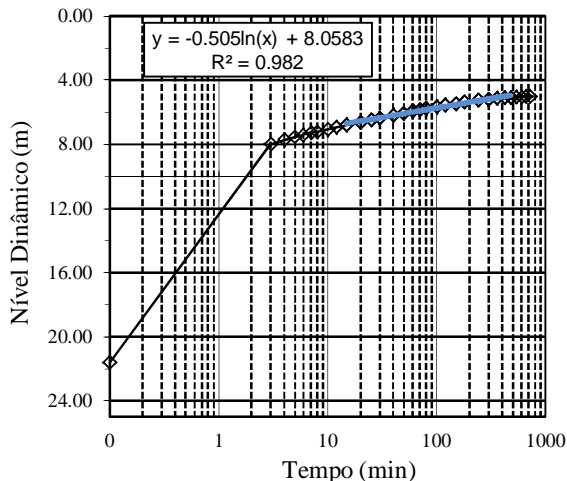
**APÊNDICE F****DADOS DE VOLUME, TEMPO E VAZÃO PARA O PONTO DE ESGOTO – PE  
CASCATA**

<b>Ensaio de Vazão</b>	<b>Volume (L)</b>	<b>Tempo (s)</b>	<b>Vazão (L/s)</b>
1	4,00	15,93	0,25
2	4,00	10,44	0,38
3	4,00	5,50	0,72
4	4,00	4,96	0,80
5	4,00	1,50	2,66
6	4,00	8,64	0,46
7	4,00	2,86	1,39
8	4,00	1,15	3,47
9	4,00	1,59	2,51
10	4,00	1,13	3,53
11	4,00	1,14	3,50
12	4,00	0,93	4,30
13	4,00	0,90	4,44
14	4,00	0,83	4,81
15	4,00	0,80	5,00
16	4,00	1,23	3,25
17	4,00	1,39	2,87
18	4,00	1,14	3,50
19	4,00	0,80	5,00
20	4,00	1,03	3,88
<b>Vazão Média (L/s)</b>			<b>2,84</b>

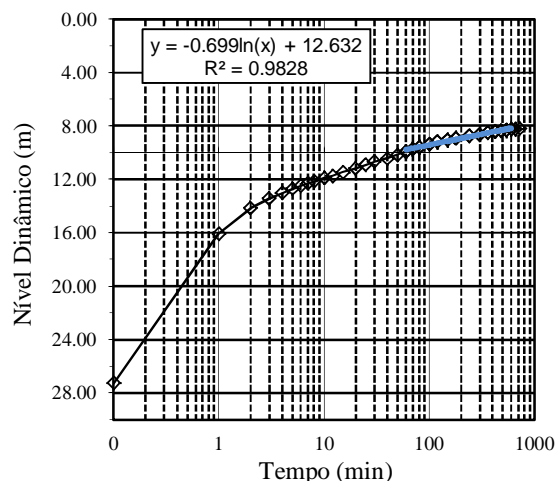
### APÊNDICE G

#### UTILIZAÇÃO DO MÉTODO DE COOPER-JACOB PARA DETERMINAÇÃO DOS DA TRANSMISSIVIDADE E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DOS POÇOS

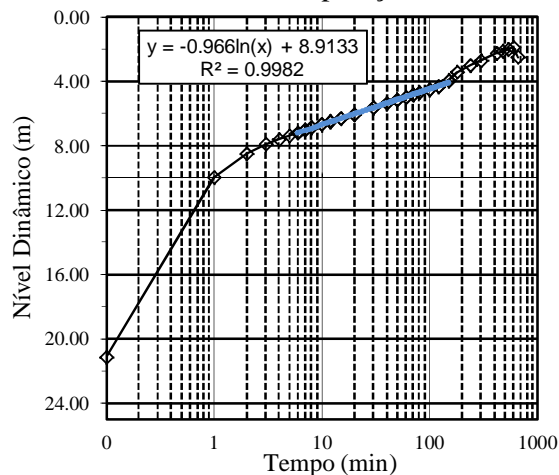
Teste de Recuperação PT 01



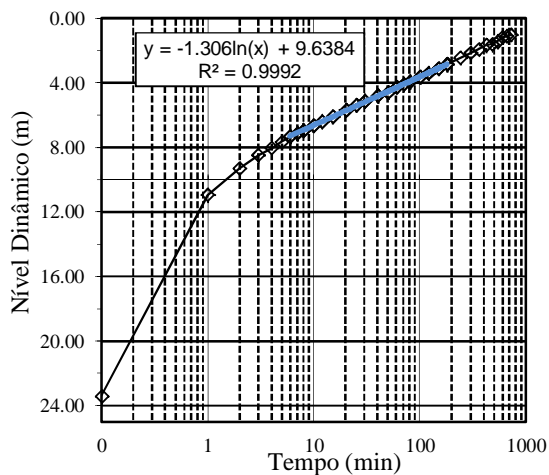
Teste de Recuperação PT 02



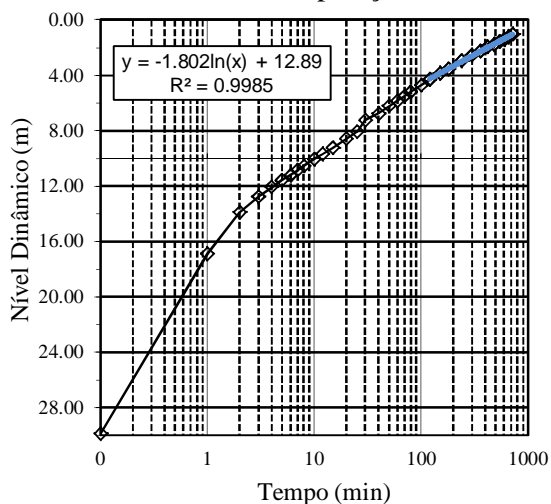
Teste de Recuperação PT 03



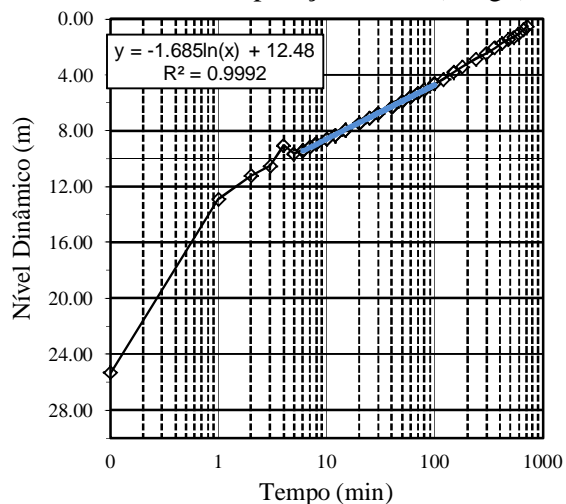
Teste de Recuperação PT 04



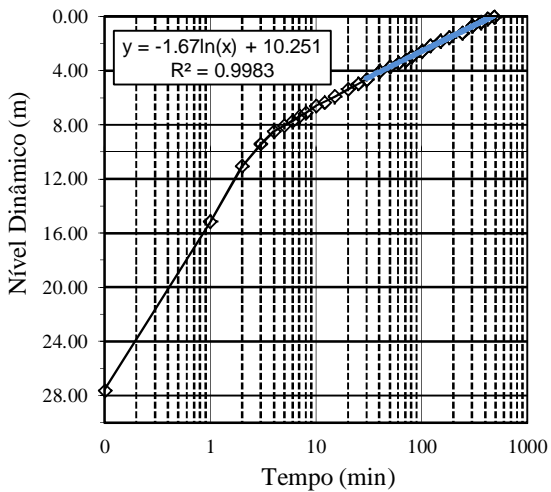
Teste de Recuperação PT 05



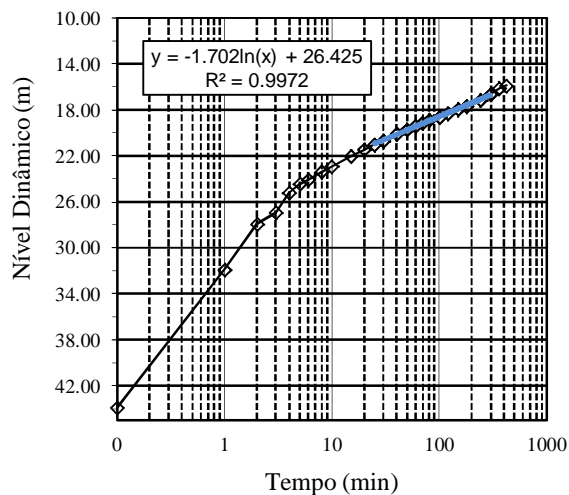
Teste de Recuperação PT 06 (antigo)



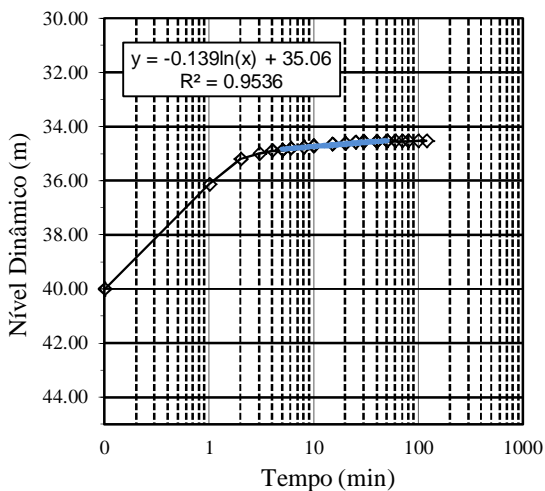
Teste de Recuperação PT 07



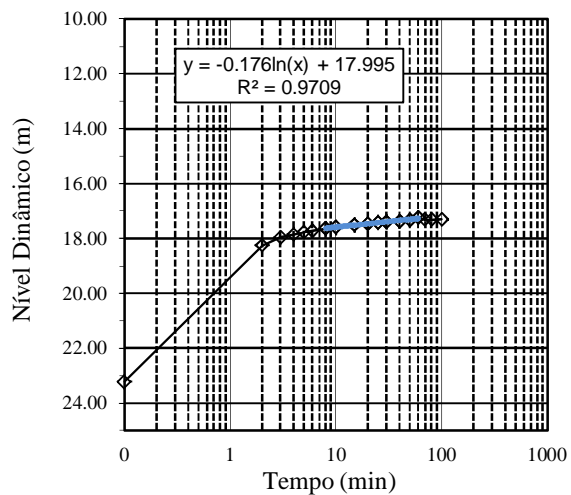
Teste de Recuperação PT 08



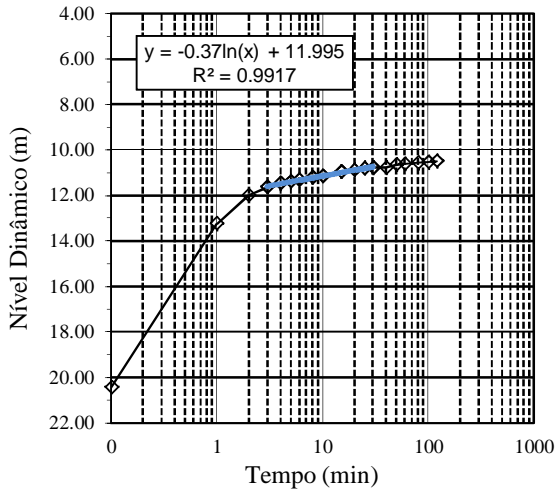
Teste de Recuperação PT 09



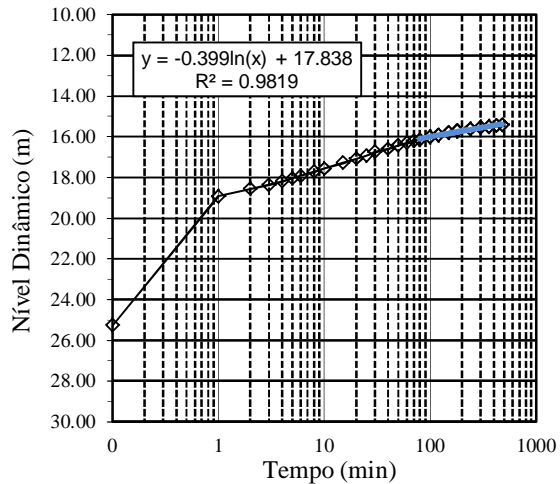
Teste de Recuperação PT 10



Teste de Recuperação PT 11

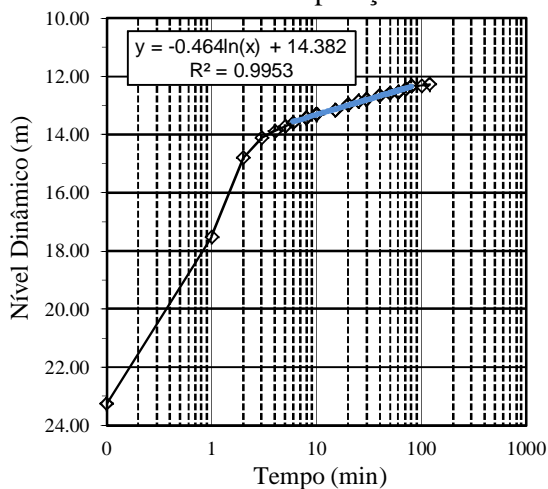


Teste de Recuperação PT 12

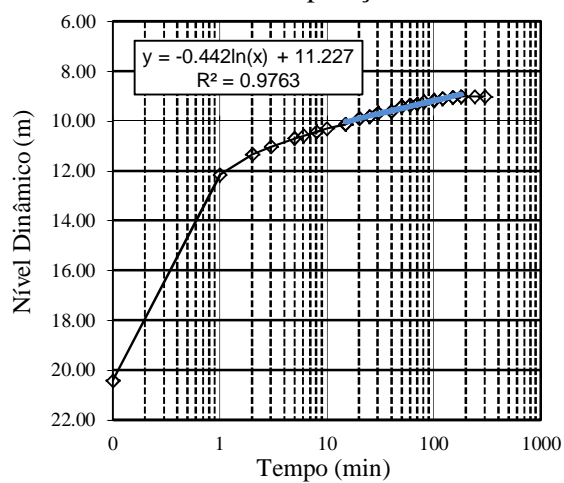




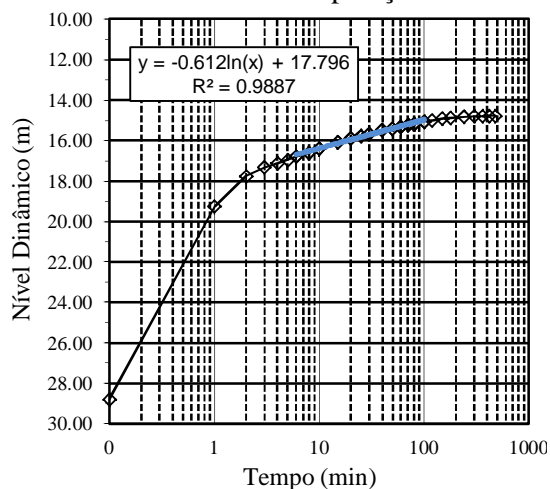
Teste de Recuperação PT 13



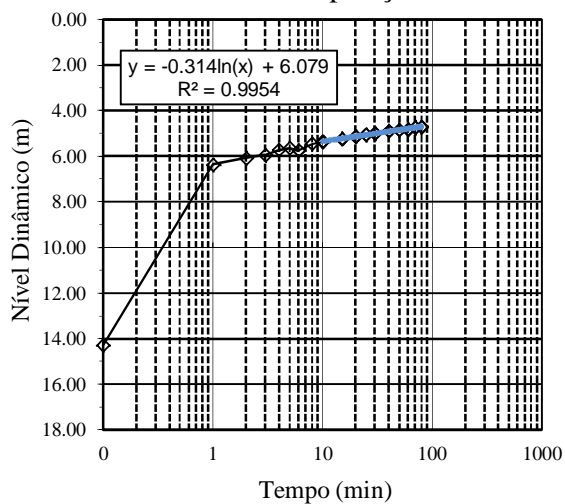
Teste de Recuperação PT 14



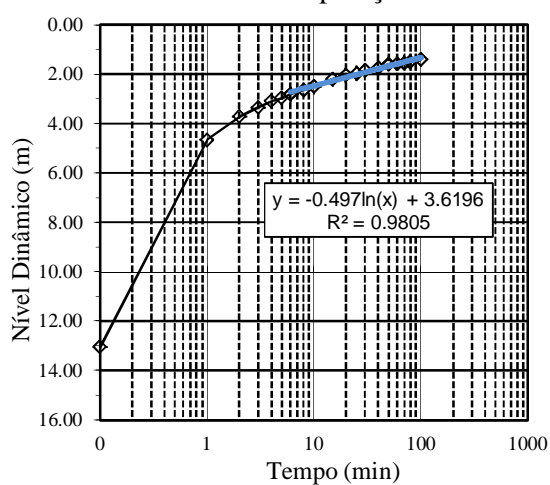
Teste de Recuperação PT 15



Teste de Recuperação PT 16



Teste de Recuperação PT 17



## APÊNDICE H

## CORREÇÕES DAS PERDAS DE CARGA DOS POÇOS DE BOMBEAMENTO

