



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**O PROCESSO DE FILTRAÇÃO EM MARGEM E UM
ESTUDO DE CASO NO RIO BEBERIBE**

Doutorando:

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

Orientador:

Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

RECIFE, PE - 2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

ANDERSON LUIZ RIBEIRO DE PAIVA

Engenheiro Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2002

Mestre em Engenharia Civil, UFPE, 2004

**O PROCESSO DE FILTRAÇÃO EM MARGEM E UM ESTUDO
DE CASO NO RIO BEBERIBE**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, orientada pelo Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor.

RECIFE, PE

Julho de 2009

P149p

Paiva, Anderson Luiz Ribeiro de.

O processo de filtração em margem e um estudo de caso no rio Beberibe / Anderson Luiz R. de Paiva.- Recife: O Autor, 2009.
iv, 150 folhas, il : figs., tabs.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2009.

Inclui Bibliografia.

1. Engenharia Civil. 2. Filtração em Margem. 3. Tratamento da Água. 4. Rio Beberibe - Poluição. I. Título.

UFPE

624

CDD (22. ed.)

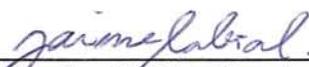
BCTG/2009-143

**O PROCESSO DE FILTRAÇÃO EM MARGEM E UM
ESTUDO DE CASO NO RIO BEBERIBE**

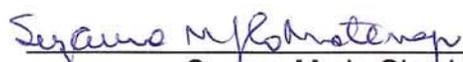
ANDERSON LUIZ RIBEIRO DE PAIVA

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL

Banca Examinadora:



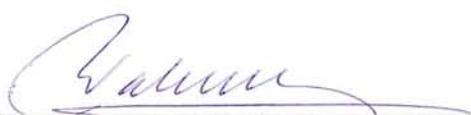
Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral
Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Ph.D.



Suzana Maria Gico Lima Montenegro
Professora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Ph.D.



Alfredo Ribeiro Neto
Professor do Departamento de Engenharia Civil da UFPE, D.Sc.



Waldir Duarte Costa
Professor Aposentado do Departamento de Geologia da UFPE, D.Sc.

Paulo Tadeu Ribeiro de Gusmão
Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, D.Sc.

**RECIFE, PE
Julho de 2009**

DEDICATÓRIA

À minha esposa Luana,
aos meus pais, Luiz Paiva e M^a de Fátima,
meus irmãos, Alisson, Aline e Adriane,
meus sobrinhos, com todo meu amor e
minha gratidão pela força, compreensão,
incentivo, carinho, confiança e paciência.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE ABREVIATURAS	
AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
1. INTRODUÇÃO	01
1.1. Relevância do Tema	03
1.2. Objetivos	05
1.3. Materiais e Métodos	06
1.4. Resultados e Conclusões	11
2. FILTRAÇÃO EM MARGEM	12
2.1. Técnica de Filtração em Margem	12
2.2. Processos durante a Infiltração	17
2.3. Vantagens e Desvantagem usando FM	26
2.4. Experiências na Europa e Estados Unidos	30
3. INTERAÇÃO ÁGUA SUPERFICIAL E ÁGUA SUBTERRÂNEA	34
3.1. Aspectos Hidráulicos na Filtração em Margem	37
3.2. Recarga Artificial de Água Subterrânea	39
3.3. Zona Hiporreica	45
3.4. Zona Riparia	47
3.5. Modelagem Numérica da Filtração em Margem	48
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	51
4.1. Localização	51
4.2. Clima	52
4.3. Relevo	55
4.4. Cobertura Vegetal	55

4.5. Hidrografia	56
4.6. Qualidade das Águas Superficiais	59
4.7. Geologia e Hidrogeologia	62
4.8. Geomorfologia	65
4.9. Ocupação e Uso do Solo	68
4.10. Ações na Bacia do rio Beberibe	72
4.11. Comentários Finais sobre a Área de Estudo	73
5. ESTUDO DE CASO: MARGENS DO RIO BEBERIBE	74
5.1. Implantação do Projeto Piloto	75
5.2. Descrição de Seções Litológicas na Área de Estudo	81
5.3. Instalação dos Piezômetros	85
5.4. Instalação do Poço de Produção	88
5.5. Ensaio Slug Test e Bail-Down Test	93
5.6. Teste de Aquífero	98
5.7. Monitoramento dos Piezômetros e Poço de Produção	105
5.8. Monitoramento da Qualidade d'Água	111
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	137
6.1. Conclusões	138
6.2. Recomendações	139
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	141

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1	– Área de estudo situada na planície costeira, no limite entre as cidades de Recife e de Olinda, estado de Pernambuco	03
Figura 1.2	– Diagrama esquemático dos processos que afetam a qualidade da água durante a filtração em margens (adaptado de HISCOCK e GRISCHEK, 2002)	04
Figura 3.1	– Relação entre a interação entre água superficial e subterrânea: A) fluxo para o manancial superficial conectado; B) fluxo para o aquífero conectado; C) manancial superficial desconectado com o aquífero freático raso; D) manancial superficial desconectado com o aquífero freático profundo (adaptado de SOPHOCLEUS, 2002)	35
Figura 3.2	– Seção de um sistema de recarga de água subterrânea típica, com reservatório de infiltração (adaptado de BOUWER, 2002)	40
Figura 3.3	– Recarga artificial por infiltração na zona vadosa, à esquerda através de poço, e à direita através de vala de infiltração (adaptado de BOUWER, 2002)	43
Figura 3.4	– Sistema de recarga de água subterrânea, quando houver camadas isolantes. À esquerda, trincheira; no centro poço na zona vadosa; à direita, poço profundo (BOUWER, 2002)	44
Figura 3.5	– Zona hiporreica (adaptado de ENVIRONMENT AGENCY, 2005b)	46
Figura 4.1	– Localização da área de estudo (em vermelho)	51
Figura 4.2a	– Médias mensais de precipitação e de evaporação na Estação de Recife (INMET/3ªDISME)	54
Figura 4.2b	– Médias mensais de temperatura e umidade relativa na Estação de Recife (INMET/3ªDISME)	54
Figura 4.2c	– Médias mensais de insolação e precipitação na Estação de Recife (INMET/3ªDISME)	55
Figura 4.3	– Rede de drenagem da bacia do rio Beberibe (CAMPOS, 2003)	58

Figura 4.4	– Antigo enquadramento dos rios na bacia do Beberibe, e áreas de atividades impactantes (adaptado do PERNAMBUCO - SEPLAN, 1997)	60
Figura 4.5	– Mapa Geológico da Cidade do Recife e adjacências (Costa et al., 2002)	66
Figura 4.6	– Unidades geológicas da bacia hidrográfica do Beberibe (CAMPOS, 2003)	67
Figura 4.7	– Ocupação do solo na bacia hidrográfica do Beberibe, no ano de 2000 (CAMPOS, 2003)	69
Figura 4.8	– Fotografias aéreas das décadas de 70 e 90, mostrando o avanço da ocupação urbana na localidade de Passarinho, Olinda (CAMPOS, 2003)	70
Figura 4.9	– Fotografias aéreas das décadas de 70 e 90, mostrando o avanço da ocupação urbana no trecho da Estação Elevatória de Caixa d'Água (CAMPOS, 2003)	71
Figura 4.10	– Áreas de ação do PAC na bacia do rio Beberibe, onde UE representa as unidades de esgotamento e a área de estudo desta pesquisa corresponde a UE15 (GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, 2009)	73
Figura 5.1	– Imagem satélite, com localização da área do estudo de caso (GOOGLE, 2009)	74
Figura 5.2	– Imagem satélite, com maior detalhe da localização da área de estudo (GOOGLE, 2009)	75
Figura 5.3	– Estação Elevatória de Caixa d'Água, bairro de Caixa d'Água, em Olinda, no limite com Recife	76
Figura 5.4	– Antigo ponto de captação da COMPESA no rio Beberibe, em Caixa d'Água. Foto superior em 1997, e foto inferior em 2008	77
Figura 5.5	– Realização dos furos de sondagem, método de percussão (SPT)	78
Figura 5.6	– Ensaios de granulometria, Laboratório de Solos da UFPE	79
Figura 5.7	– Curva granulométrica para o furo SP5, na profundidade de 7,00 a 7,45 metros	80

Figura 5.8	– Curva granulométrica para o furo SP5, na profundidade de 15,00 a 15,45 metros	80
Figura 5.9	– Localização dos furos de sondagem na Estação Elevatória de Caixa d'Água	81
Figura 5.10	– Poços perfurados na redondeza da área de estudo	82
Figura 5.11	– Seção litológica transversal ao rio Beberibe	83
Figura 5.12	– Seção litológica paralela ao rio Beberibe	84
Figura 5.13	– Perfuração dos furos de sondagem, SP2	84
Figura 5.14	– Furo de sondagem no leito do rio, SP6	85
Figura 5.15	– Amostrador e caixa de amostragem dos furos de sondagem / SPT	85
Figura 5.16	– Instalação dos poços de observação (piezômetros), SP4 e SP5	86
Figura 5.17	– Limpeza dos poços de observação, injeção de água por bomba	87
Figura 5.18	– Desobstrução dos poços de observação, injeção de ar por um compressor, em um primeiro momento e após alguns dias	87
Figura 5.19	– Projeto construtivo do poço de produção, que posteriormente sofreu modificações	89
Figura 5.20	– Esquema do detalhamento para a construção do packer	90
Figura 5.21	– Perfuração do poço de produção na E.E. Caixa d'Água, no primeiro plano observa-se o tanque para a lama e a calha para circulação	90
Figura 5.22	– Perfuração do poço de produção na E.E. Caixa d'Água	91
Figura 5.23	– Caixa de amostragem final do poço de produção	91
Figura 5.24	– Perfil litológico e construtivo do poço de produção perfurado	92
Figura 5.25	– Colocação do dispositivo para produzir a variação de nível d'água no piezômetro SP4 (superior), e detalhe do dispositivo (inferior)	94
Figura 5.26	– Colocação do sensor de nível Levellogger da Solinst e no piezômetro SP4, com um detalhe do sensor	95

Figura 5.27	– Ensaio Slug Test para o piezômetro SP2, gráfico Log (h/ho) vs. tempo	96
Figura 5.28	– Ensaio Bail-Down Test para o piezômetro SP2, gráfico Log (h/ho) vs. tempo	97
Figura 5.29	– Realização do ensaios Slug Test e Bail-Down Test no piezômetro SP2	97
Figura 5.30	– Realização do ensaios Slug Test e Bail-Down Test no piezômetro SP4	98
Figura 5.31	– Escoador de orifício circular utilizado no teste de bombeamento	99
Figura 5.32	– Cotas dos níveis potenciométricos, no rebaixamento e recuperação durante o teste de bombeamento	100
Figura 5.33	– Rebaixamento observado durante o teste de bombeamento (eixo do tempo em escala logarítmica)	100
Figura 5.34	– Gráfico de rebaixamento vs. tempo calculado para o método de Cooper-Jacob, para o piezômetro SP2	102
Figura 5.35	– Gráfico de rebaixamento vs. tempo calculado para o método de Cooper-Jacob, para o piezômetro SP4	102
Figura 5.36	– Gráfico com $W(u)$, $1/u$, t/r^2 , e rebaixamento calculado para o método de Theis, para o piezômetro SP1	103
Figura 5.37	– Gráfico de $W(u)$ vs. $1/u$, e rebaixamento calculado para o método de Theis, para o piezômetro SP5	103
Figura 5.38	– Medição da vazão do poço de produção pelo método volumétrico, após o início do regime permanente	104
Figura 5.39	– Obtenção de coordenadas UTM, com uso de GPS geodésico	106
Figura 5.40	– Gráfico do monitoramento dos níveis potenciométricos, valores de cotas em relação ao referencial adotado	108
Figura 5.41	– Gráfico do monitoramento dos níveis potenciométricos após o início de operação da bomba, com informação da precipitação e da lâmina d'água no rio Beberibe, valores de cotas em relação ao referencial adotado	108

Figura 5.42	– Mapa potenciométrico, com linhas de fluxo, antes do bombeamento (17/03/2009)	109
Figura 5.43	– Mapa potenciométrico, com linhas de fluxo, após o início do bombeamento (13/05/2009)	110
Figura 5.44	– Medição dos níveis potenciométricos, SP2	110
Figura 5.45	– Medição dos níveis potenciométricos, SP3	111
Figura 5.46	– Diagrama unifilar do rio Beberibe, com a localização esquemática das estações de monitoramento da CPRH BE-09 e BE-11	115
Figura 5.47	– Monitoramento de pH no rio Beberibe	116
Figura 5.48	– Monitoramento de turbidez no rio Beberibe	116
Figura 5.49	– Monitoramento de condutividade elétrica no rio Beberibe	117
Figura 5.50	– Monitoramento de amônia no rio Beberibe	117
Figura 5.51	– Monitoramento de cloreto no rio Beberibe	118
Figura 5.52	– Monitoramento de fósforo no rio Beberibe	118
Figura 5.53	– Monitoramento de temperatura no rio Beberibe	119
Figura 5.54	– Monitoramento de sólidos totais dissolvidos no rio Beberibe	119
Figura 5.55	– Monitoramento de oxigênio dissolvido no rio Beberibe	120
Figura 5.56	– Monitoramento de demanda bioquímica de oxigênio no rio Beberibe	120
Figura 5.57	– Monitoramento de coliformes totais no rio Beberibe	121
Figura 5.58	– Monitoramento de coliformes termotolerantes no rio Beberibe	121
Figura 5.59	– Coleta de amostras d'água do rio Beberibe e do poço de produção	122
Figura 5.60	– Monitoramento do pH do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	123
Figura 5.61	– Monitoramento da turbidez do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	124
Figura 5.62	– Monitoramento da condutividade elétrica do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	124
Figura 5.63	– Monitoramento da amônia em NH ₃ do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	125

Figura 5.64	– Monitoramento do nitrito em N do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	125
Figura 5.65	– Monitoramento do nitrato em N do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	126
Figura 5.66	– Monitoramento da alcalinidade total em CaCO ₃ do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	126
Figura 5.67	– Monitoramento da dureza total em CaCO ₃ do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	127
Figura 5.68	– Monitoramento do cálcio do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	127
Figura 5.69	– Monitoramento dos sólidos suspensos do projeto filtração em margem em Caixa d'Água. O valor máximo aceitável para consumo humano é de 500mg/L	128
Figura 5.70	– Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20}) do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	128
Figura 5.71	– Monitoramento da demanda química de oxigênio do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	129
Figura 5.72	– Monitoramento do ferro total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	129
Figura 5.73	– Monitoramento do manganês total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	130
Figura 5.74	– Monitoramento do zinco total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água. 0,05mg/L é o valor máximo permitido para consumo humano (Min.Saúde 518/04) e limite para a classe 2 (CONAMA 357/05)	130
Figura 5.75	– Monitoramento do cromo total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água	131
Figura 5.76	– Monitoramento da condutividade elétrica na E.E. Caixa d'Água, medições com equipamento portátil para água do rio, do poço, e na água no sistema da estação elevatória	132

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	– Compostos orgânicos e suas concentrações médias (ng/L) na seção transversal na margem do Lago Wannsee, maio a outubro de 2002	25
Tabela 2.2	– Compostos orgânicos e suas concentrações médias (ng/L) na seção transversal do Lago Tegel, maio a outubro de 2002	26
Tabela 2.3	– Métodos de remoção de contaminantes, com tratamentos típicos e através da filtração em margem	27
Tabela 4.1	– Médias mensais da normal climatológica no período 1961 a 1990, na Estação do Recife (Curado)	53
Tabela 5.1	– Valores de condutividade hidráulica calculados pelos métodos de Theis e Cooper-Jacob para os 5 piezômetros na área de estudo	101
Tabela 5.2	– Coordenadas UTM dos poços de observação, e cotas da boca dos piezômetros segundo ponto de referência adotado	106
Tabela 5.3	– Leitura dos níveis potenciométricos, valores em cota a partir do referencial adotado (piso da casa de bomba da E.E. Caixa d'Água)	107
Tabela 5.4	– Valores dos parâmetros analisados, amostras do poço de produção na E.E. Caixa d'Água	134
Tabela 5.5	– Valores dos parâmetros analisados, amostras do rio Beberibe na E.E. Caixa d'Água	135
Tabela 5.6	– Comparativo entre limites padrões de potabilidade do Ministério da Saúde e outros instituições	136

ABREVIATURAS

ASR	Aquifer Storage and Recovery
ASTM	American Society for Testing and Materials
BIRD	Banco Internacional para Reconstrução e o Desenvolvimento
BLR	blood lipid regulator
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CEHAB	Companhia Estadual de Habitação e Obras
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONDEPE/FIDEM	Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DQO	demanda química de oxigênio
EE	Estação Elevatória
EPA	Environmental Protection Agency, dos Estados Unidos
ETA	Estação de Tratamento de Água
FM	Filtração em Margem
FU	Free University of Berlin, Alemanha
GPS	Global Position System
GWUDI	ground water under the direct influence of surface water
HAA	ácidos haloacéticos
KWB	Berlin Centre of Competence for Water, Alemanha
MDF	Método das Diferenças Finitas
MEC	Método de Elemento de Contorno
MEF	Método dos Elementos Finitos
MPO	Ministério do Planejamento e Orçamento
ntu	nephelometric turbidity units
OD	oxigênio dissolvido
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PhACs	compostos ativos farmacologicamente
PQA	Projeto de Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

RBF	RiverBank Filtration
RMR	Região Metropolitana de Recife
SAT	soil-aquifer-treatment
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos
STD	sólidos totais dissolvidos
TCEP	tri(2-cloroetil)-fosfato
TCIPP	tri(2-cloroisopropil)-fosfato
THM	trihalometano
TU	Technical University of Berlin, Alemanha
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
USGS	United States Geological Survey
uT	Unidade de turbidez
UTM	Universal Transversal de Mercator
WHO	World Health Organization

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela bênção da Vida, e aos amigos espirituais pelo auxílio nesta minha existência.

Ao professor PhD. Jaime Cabral, pela orientação, incentivo, apoio, amizade e conhecimentos repassados em todos os momentos.

À minha esposa Luana Gomes de Paiva, que vivenciou todo o percurso deste trabalho, me incentivando e apoiando em todos os momentos. Aos meus pais, base de tudo que sou, pelos ensinamentos, amor e carinho sempre repassados.

Ao CT-Hidro (Fundo Nacional de Recursos Hídricos) através do CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo subsídio dos dois anos finais da pesquisa, tanto pela bolsa de estudo como pelo financiamento do projeto de pesquisa.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) / DAAD (Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico), pelo subsídio do intercâmbio na Universidade Livre de Berlim, na Alemanha.

Aos Professores PhD. Asaf Pekdeger, PhD. Thomas Taute e equipe, pela receptividade e colaboração no intercâmbio realizado no Grupo de Hidrogeologia da Universidade Livre de Berlim. Em especial, ao PhD. Andreas Winkler pela colaboração e sugestões feitas na defesa de qualificação da tese.

À SRH (Secretaria de Recursos Hídricos de Pernambuco) pelo apoio a esta pesquisa, em nome do secretário João Bosco e do secretário executivo Almir Cirilo, e COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento) pela colaboração e auxílio na instalação do projeto piloto desenvolvido nesta pesquisa.

Ao geólogo da COMPESA Hélio Paiva e sua equipe, pela colaboração e apoio para o desenvolvimento desta pesquisa.

À equipe do GRH - Grupo de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco pelo total apoio, confiança e disponibilização de local de estudo, instalações e equipamentos.

Ao professores Waldir Duarte, Geilson Demétrio, Suzana Montenegro, Paulo Tadeu e Alfredo Ribeiro, pelas contribuições, correções e sugestões feitas ao trabalho final da tese.

Ao meu pai Luiz Paiva e minha esposa Luana Gomes de Paiva, pela ajuda nas revisões do documento final. À Conceição Medeiros, pela ajuda na revisão gramatical deste trabalho.

Aos amigos do Grupo de Recursos Hídricos, técnicos e pesquisadores, pelo ótimo ambiente de trabalho, incentivo e ajuda. Ao bolsista de iniciação científica Josinaldo Silva, à mestranda Dayana Andrade e ao doutorando Laércio Leal, pela colaboração no monitoramento do projeto piloto implementado. Ao engenheiro civil Lopes pela colaboração nas medições com o GPS geodésico. Ao Sr. Severino, técnico do Laboratório de Solos pela colaboração nas análises granulométricas.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

O Processo de Filtração em Margem - Um Estudo de Caso no Rio Beberibe

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

RESUMO

Suprimento de água potável tornou-se um ponto de discussão de grande importância nos últimos séculos, atrelado aos novos meios de vida urbana e a demanda crescente por água precisa ser atendida a baixo custo e de forma permanente com garantia de qualidade. O problema de poluição dos mananciais superficiais vem piorando, principalmente nos casos de cursos d'água que atravessam áreas urbanas ou atravessam áreas de agricultura intensiva com uso de agroquímicos. Vários países buscam tecnologias para um melhor gerenciamento do problema de água, tanto para um melhor aproveitamento das fontes hídricas e formas de armazenamento, como também tecnologias de tratamento para garantir a qualidade mínima necessária para cada uso. A técnica denominada Filtração em Margem tem uso crescente em todo o mundo, e vem recentemente sendo discutida no Brasil. Na filtração em margem, cria-se uma diferença na carga hidráulica entre o rio e o aquífero, induzida pelo bombeamento de poços localizados próximos às margens do rio. A água superficial fluirá através do meio poroso para os poços de bombeamento. A água captada é na verdade uma mistura de água subterrânea e de água superficial. No mínimo a técnica serve como pré-tratamento na produção de água potável. Nesta tecnologia, patogênicos microbianos, organismos fecais, e outras substâncias são removidas pelos processos físico, químico e biológicos existentes na percolação da água superficial através do aquífero, sendo um processo de atenuação natural. O presente trabalho abordou a aplicação dessa tecnologia, incipiente no Brasil, incluindo a implantação de um projeto piloto nas margens do rio Beberibe, o monitoramento e a avaliação do processo. A área de estudo situa-se no terreno da Estação Elevatória de Caixa d'Água, pertencente a Compesa, em Olinda. No local foram instalados um poço de produção e cinco poços de observações. O trabalho de campo durou um pouco mais de dois anos, incluindo o levantamento de campo para escolha da área, as sondagens geológicas do local escolhido, o projeto e a construção do poço de produção, a instalação da bomba e o monitoramento. A última fase do experimento com poço de produção realizou-se bombeando ininterruptamente uma vazão de cerca de 12.500 L/hora, os níveis estabilizaram o que indica uma boa recarga induzida no aquífero. Para caracterização hidrogeológica do aquífero foram realizados os testes Slug e Bail-Down nos cinco poços de observação encontrando-se o valor médio de $1,5e-05$ m/s, para a condutividade hidráulica. Já para o teste de aquífero foi obtido um valor aproximado de $3,0e-04$ m/s. O teste de aquífero realizado indicou que a partir de certo instante, aproximadamente 80 minutos, surge um novo aporte de água demonstrando que o cone de rebaixamento atingiu uma nova fonte hídrica. Dois mapas potenciométricos foram traçados com informações antes e após o início do bombeamento. Entre os valores observados para os parâmetros de qualidade da água do rio Beberibe apresentaram-se fora dos padrões os de coliformes totais, Escherichia Coli, turbidez, sólidos totais dissolvidos, e amônia. No entanto, os parâmetros analisados da água do poço de produção estiveram todos dentro dos padrões de potabilidade, comprovando a eficácia dos processos físicos e bioquímicos das margens. Para os metais, os valores observados de ferro, manganês, zinco, níquel, cobre e cromo obtidos no poço também foram reduzidos em relação aos do rio Beberibe.

Palavras-chaves: filtração em margem; rio Beberibe; tratamento de água

The Bankfiltration Process and a Case Study in Beberibe River

Anderson Luiz Ribeiro de Paiva

ABSTRACT

Drinking water supply became an issue of discussion of great importance in the last centuries, associated to the new urbanized life way. A growing water demand needs to be attended at low cost and in a permanent form, with quality guarantee. The problem of surface water pollution is increasing, mainly in the cases of streams that cross urban areas or where they cross areas of intensive agriculture with agrochemicals use. Several countries search for technologies to a better water problem management, to a better water resource use, to storage, and also treatment technologies to guarantee the necessary minimum quality for each use. The technique denominated Bankfiltration has been used all over the world, and recently it comes to discussion in Brazil. In Bankfiltration, a hydraulic head difference is created between the river and the aquifer, induced by the pumping wells close to the river bank. Surface water will flow through the porous media for the pumping wells. Actually, pumped water is a mixture of groundwater and surface water. However, at least it will serve as pre-treatment for drinking water production. In this technology, microbial pathogenic, fecal organisms, and other substances are removed by the physics, chemical and biological processes in percolation of the superficial water through the aquifer, such as a process of natural attenuation. This work deals with an application of this technology in Brazil, including an implantation of a pilot project in the Beberibe river bank. The study area has been located in Caixa d'Água Pumping Station, belonging to Compesa, in Olinda city, Pernambuco state - Brazil. A production well and five observations wells were installed. The field work lasted a little more than two years, including the field search for choice of the area, the geological surveys of the chosen place, the project and the construction of the production well, the pump installation and the monitoring. The last phase of the production well experiment comprised a no stop pumping flow of about 12,500 L/hour and the piezometric levels have stabilized what indicates a good recharge induced to aquifer. For hydrogeological aquifer characterization, the Slug and Bail-Down tests were accomplished in the five observation wells and an average value of $1,5e-05$ m/s was obtained, for the hydraulic conductivity, an approximate value of $3,0e-04$ m/s was obtained with the aquifer pumping test. The aquifer pumping test indicated that approximately 80 minutes after starting, a new contribution of water appears, demonstrating that the drawdown curve reached a new water source. Two potentiometric maps were drawn with information before and after the beginning of pumping. Among the values observed for the parameters of the Beberibe river water quality, total coliform bacteria, Escherichia Coli, turbidity, dissolved total solids, and ammonia were out of potable water limits. However, all the analyzed parameters of the water from production well attended drinking water guideline, proving the effectiveness of physical and biochemical processes. For metals, the observed values of iron, manganese, zinc, nickel, copper and chrome obtained from well were also reduced in relation to those from Beberibe river.

Keywords: bankfiltration; Beberibe river; water treatment

1. INTRODUÇÃO

Suprimento de água potável tornou-se um ponto de discussão de grande importância no último século, atrelado aos novos meios de vida industrializados e urbanizados pelo mundo. A demanda crescente por água precisa ser ofertada a baixo custo e de forma permanente, tendo garantia de sua qualidade.

Em muitos locais, aquíferos hidraulicamente conectados a fontes de água superficiais, geralmente de capacidade de produção elevada, são locais preferenciais para produzir água potável em vários países do mundo (HISCOCK e GRISCHEK, 2002).

Da mesma forma que existe a preocupação da crescente demanda, é notório os problemas encontrados na busca de bons mananciais; ora pelo quantitativo d'água, constatado em diversas regiões do Brasil, ora pela qualidade, normalmente deteriorado pelo próprio homem.

Com a evolução tecnológica dos diversos tipos de produtos, principalmente compostos químicos, tem sido lançada a preocupação com novos poluentes, exigindo acompanhamento da qualidade da água mais elaborado e sistemático, assim como técnicas de tratamento mais sofisticadas.

Uma técnica antiga, com seu uso crescente em todo o mundo, vem recentemente sendo discutida no Brasil, o método denominado Filtração em Margem (Bankfiltration). Dois benefícios imediatos são observados no crescente uso da Filtração em Margem (FM): minimização da necessidade do uso de produtos químicos como desinfetantes e coagulantes no controle de patógenos das águas superficiais; e diminuição dos custos para a comunidade sem aumento de risco à saúde humana (RAY et al., 2002).

Na FM, cria-se uma diferença na carga hidráulica entre o rio e o aquífero, induzido pelo bombeamento de poços localizados próximos às margens do rio, explorando grandes quantidades d'água. A água superficial fluirá através do meio poroso para os poços de bombeamento. A água captada é na verdade um percentual de água subterrânea e outro de água superficial. Dependendo do uso final e do grau de filtração e atenuação dos contaminantes, podem ser necessários tratamentos adicionais. Porém, no mínimo servirá como pré-tratamento na produção de água potável.

Por mais de 100 anos este método tem sido utilizado na Europa para produzir água potável. Nos EUA tem aumentado o interesse no uso deste método como uma alternativa de baixo-custo para sistemas de filtração na remoção de patogênicos. Vários estudos têm mostrado que a FM remove consideráveis percentagens de componentes orgânicos e inorgânicos encontrado nas águas superficiais.

Grande parte dos recursos hídricos superficiais do Brasil encontra-se com algum tipo de poluição, principalmente nos casos de cursos d'água que atravessam áreas urbanas ou atravessam áreas de agricultura intensiva com uso de agrotóxicos. O estado de Pernambuco apresenta dificuldades de abastecimento público de água que requerem investimento de tempo e recursos em pesquisas, projeto e execução de atividades para minimizar este problema que causa morbidade e mortalidade significativamente superior a outras regiões do país.

Além da cobertura dos serviços de abastecimento da Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA ainda ser insuficiente, ocorrem períodos em que é necessário racionamento dos volumes de água oferecidos aos consumidores para evitar risco de colapso do sistema.

O presente trabalho tem como área de estudo uma região limítrofe entre as cidades de Recife e Olinda, nas margens do rio Beberibe, com projeto piloto situado no terreno da Estação Elevatória de Caixa d'Água, pertencente a COMPESA, no bairro de Caixa d'Água. A Estação ocupa uma faixa delimitada pelas coordenadas UTM 9115500 a 9116000 Norte e 289500 a 290000 Leste, datum SAD69 (Figura 1.1). Esta Estação bombeia água, oriunda de poços e de água superficial do rio Beberibe mais a montante, para duas Estações de Tratamento de Água (ETA), Alto do Céu e Caixa d'Água.

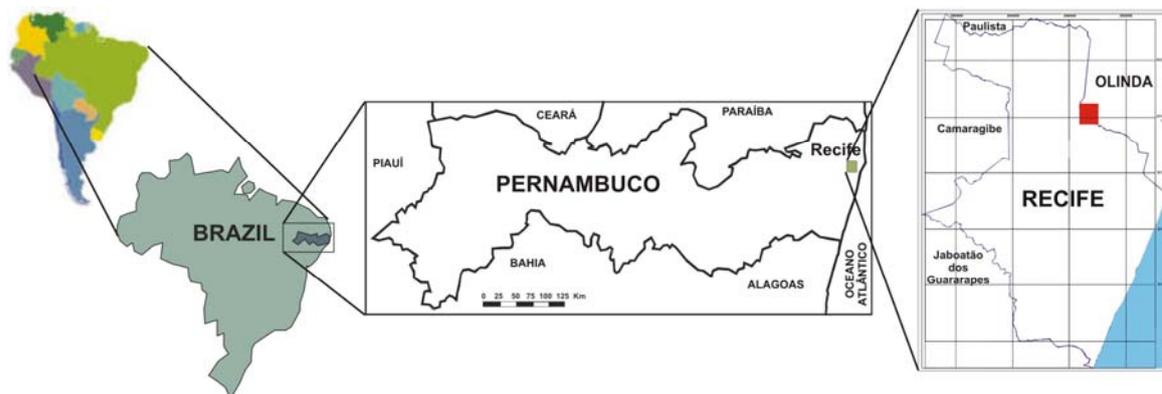


Figura 1.1 - Área de estudo situada na planície costeira, no limite entre as cidades de Recife e de Olinda, estado de Pernambuco.

1.1 Relevância do Tema

Para melhorar o nível de atendimento da população com água de boa qualidade em quantidade adequada, a um custo compatível com as disponibilidades financeiras do estado é preciso atuar em diversas linhas de pesquisa como, por exemplo, a redução de perdas na distribuição, o uso eficiente da água, a redução do custo de tratamento, a procura de novas formas de suprimento. A linha de pesquisa deste trabalho pretende estudar uma nova forma de captação utilizando poços próximos à margem dos rios para obtenção de água com um grau de qualidade melhor, de forma a reduzir os custos com tratamento. Na tecnologia de Filtração em Margem estão envolvidos vários processos (Figura 1.2), tais como: adsorção, redução, filtração físico-química, e biodegradação, que em conjunto proporcionam um bom resultado.

Apesar da tecnologia de FM ser inovadora em Pernambuco, ela já vem sendo usada com sucesso em diversos países europeus, há mais de 100 anos, para abastecimento de água à população, destacando-se: Alemanha, 16%; Hungria 40%; França, 50% e; Suíça, 80%. Particularmente em Berlim, essa técnica já vem sendo aplicada há muitos anos e é responsável pela captação e tratamento de 70% da água da cidade, o que corresponde a um consumo total de 620.000 m³/dia. Recentemente, a filtração em margens vem despertando interesse em todo o mundo como uma alternativa bastante interessante, tanto do ponto de vista técnico-econômico, como ambiental no tratamento de água potável, principalmente nos

Estados Unidos. No Brasil, a Universidade Federal de Santa Catarina, através do professor Maurício Sens, iniciou pesquisas recentes com um projeto piloto tendo como foco a remoção de cianobactérias (SENS et al., 2006).

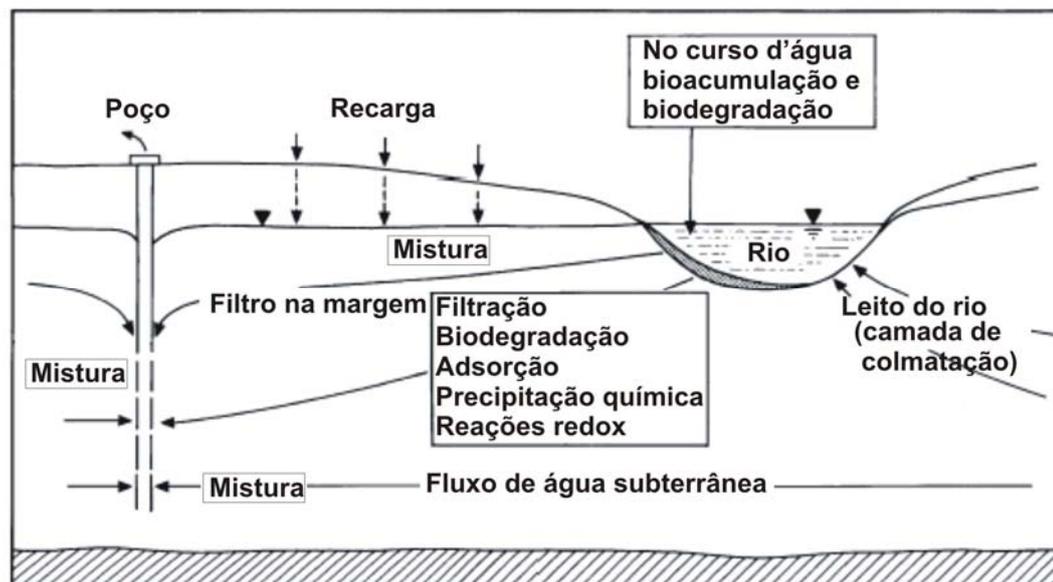


Figura 1.2 - Diagrama esquemático dos processos que afetam a qualidade da água durante a filtração em margens (adaptado de HISCOCK e GRISCHEK, 2002).

Com a FM patogênicos microbianos, organismos fecais e outras substâncias são removidas pelos processos físicos, químicos e biológicos existentes no caminhamento da água superficial através do aquífero. A eficiência na remoção de microorganismos depende: a) da eficiência dos vários processos de remoção na passagem da água pelo aquífero; b) das condições climáticas e hidrológicas; c) da geometria do poço; e) das características do material nas margens e do leito do corpo hídrico superficial (porosidade efetiva e permeabilidade); f) do fluxo da água subterrânea. O nível de microorganismos removidos da água superficial infiltrada depende da concentração inicial na fonte hídrica e da capacidade máxima de remoção de substâncias no aquífero.

O processo FM tem algumas similaridades com a performance da Filtração Lenta em Areia, utilizado em estações de tratamento de água convencionais. A vantagem do FM com relação à Filtração Lenta em Areia é o fato do meio natural possuir características biológicas, físicas e químicas que melhoram a performance do tratamento da água, o que não se consegue com a construção artificial do filtro.

A revisão bibliográfica do assunto encontra-se detalhada nos capítulos 2 e 3, sendo que o capítulo 2 descreve a técnica Filtração em Margem, seus aspectos gerais, os problemas dos contaminantes e a possibilidade de remoção através da FM. São mostradas algumas vantagens e desvantagens sobre o uso da técnica e algumas experiências pelo mundo e no Brasil.

Por sua vez, o capítulo 3 descreve a interação entre as águas superficiais e as águas subterrâneas, com abordagem nos aspectos hidráulicos que ocorrem durante o fluxo da água superficial em direção as águas subterrâneas. O capítulo também trata da recarga artificial, bastante usada em diversos países, sendo a FM uma das formas de uso.

1.2 Objetivos

Objetivo Geral:

- Desenvolver formas de aplicação da tecnologia de Filtração em Margem no Estado de Pernambuco e avaliar a eficácia da atenuação natural de contaminantes do rio Beberibe.

Objetivos Específicos:

- Desenvolver metodologia para escolha do local a ser utilizado para Filtração em Margem;
- Determinar parâmetros hidrogeológicos na área de estudo, na localidade de Caixa d'Água, e estudar a caracterização da geologia nas margens do Rio Beberibe;
- Comparar a qualidade d'água do rio Beberibe e do poço de produção do projeto de Filtração em Margem, para avaliar a eficiência na remoção de contaminantes;
- Caracterizar o regime de fluxo subterrâneo normal nas margens do rio Beberibe, no local da Estação Elevatória de Caixa d'Água, e o regime de fluxo gerado após o início de operação do poço de produção;

1.3 Materiais e Métodos

A presente pesquisa envolveu o rio Beberibe incluindo os aspectos hidrológicos quantitativos e qualitativos, um trecho de uma de suas margens incluindo aspectos topográficos, morfológicos, pedológicos e geológicos. O rio Beberibe e o local do estudo de caso serão descritos no capítulo quatro.

Outro elemento importante da pesquisa é a exploração de água subterrânea incluindo o escoamento em meios porosos, a configuração do fluxo subterrâneo, a recarga induzida e os processos físicos e bioquímicos envolvidos. Estes itens serão descritos em detalhe no capítulo cinco.

A metodologia da pesquisa incluiu o estudo aprofundado da técnica de filtração nas margens com aprimoramento na Freie Universität Berlin, a escolha de um local adequado em Pernambuco para aplicação da técnica, a implantação de um projeto piloto, o monitoramento e a avaliação da performance da técnica nas condições locais do sítio escolhido, conforme descrito no capítulo cinco.

As atividades do desenvolvimento metodológico constaram de pesquisa bibliográfica e documental, levantamentos de dados em diversas instituições, trabalho de campo na área piloto, coleta e análise de solo e água e trabalhos computacionais realizados nos Laboratórios do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, conforme detalhamento a seguir:

- Levantamento de informações e dados, nos órgãos ambientais e órgãos gestores de recursos hídricos em Pernambuco;
- Seleção da área de estudo de caso – projeto piloto;
- Perfuração de furos de sondagens de solo / piezômetros nas margens do corpo d'água;
- Ensaio de condutividade hidráulica nas margens do rio Beberibe;
- Perfuração do poço de produção;
- Análises químicas e biológicas / monitoramento;
- Monitoramento dos níveis potenciométricos;
- Análise e interpretação dos dados;
- Elaboração da tese e publicações.

Levantamentos de Informações e Dados

Foi realizado um intercâmbio com o grupo de Hidrogeologia da Freie Universität Berlin – FU/Berlin, que já realizam vários trabalhos no tema para a cidade de Berlim, na Alemanha. Em 2005, foi finalizado o projeto “Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration (NASRI)” sobre Filtração em Margem em Berlim, com a participação da equipe do professor Asaf Pekdeger e diversas outras áreas técnicas como microbiológica, farmacêutica, química, matemática, hidrogeologia.

Foram levantadas informações junto a Secretaria de Recursos Hídricos de Pernambuco, Companhia de Saneamento de Pernambuco (COMPESA) e Agência de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH), dados relativos à área de pesquisa, como análises de água, cadastro de poços construídos na redondeza da área, informações sobre a bacia do rio Beberibe. Com estes dados, foi possível elaborar mapas temáticos com os diversos tipos de informações, facilitando a visualização e a análise do conjunto de dados.

Seleção da área de estudo de caso

Através de discussões com os técnicos da COMPESA, principalmente com a equipe da Gerência de Águas Subterrâneas, definiu-se o local do projeto piloto na Estação Elevatória de Caixa d'Água, situado no bairro de Caixa d'Água, Olinda. Sabe-se que a região está sobre o aquífero Beberibe.

Os pontos positivos da escolha foram: a área é de propriedade da própria COMPESA; o rio Beberibe margeia o terreno da estação; existe a possibilidade da água explotada pelo projeto piloto já ser direcionado para o próprio sistema existente da COMPESA. Uma informação relevante levantada pelos técnicos foi que esta estação no início de seu funcionamento captava a fio d'água no rio Beberibe, mas com o decorrer dos anos a poluição do rio foi se agravando até que desativaram esta captação.

Perfuração de furos de sondagens de solo / piezômetros

No processo de Filtração em Margem, ao ser realizado o bombeamento em poços próximo ao corpo d'água, induz-se a recarga do aquífero pelo rio, de modo que a água bombeada é uma mistura de água subterrânea com água recentemente infiltrada proveniente do corpo d'água.

Para analisar o tempo de residência da água no solo e subsolo, bem como quantificar as vazões de exploração, é necessário conhecer as características hidrogeológicas da área, tais como porosidade, condutividade hidráulica, geometria das camadas aquíferas, perfis litológicos e parâmetros da dispersão.

Foram analisados mapas geológicos e feito um reconhecimento geral da área com caracterização mais ampla da formação geológica, província hidrogeológica e profundidade aproximada do embasamento cristalino. Mas, para um melhor conhecimento do subsolo na área, foram realizadas 6 perfurações de sondagem do tipo SPT para retirada de amostras litológicas e elaboração de perfil longitudinal e transversal ao rio Beberibe. As perfurações foram realizadas com diâmetro de 4 polegadas, utilizando sondagem rotativa. Nestes furos de sondagens, exceto um no leito do rio, foram instalados poços de observação com diâmetro de 2 polegadas em PVC.

A camada do leito do rio geralmente apresenta propriedades diferentes do restante do subsolo devido à dinâmica do transporte de sedimentos e da sedimentação das partículas ao longo da calha fluvial.

Avaliação da condutividade hidráulica da camada aquífera

Um dos parâmetros mais importantes para a avaliação da interação água superficial / aquífero é a condutividade hidráulica do leito do curso d'água. A estimativa deste parâmetro é complicada, mesmo por sua medição direta, dependendo da magnitude do rio, mas principalmente por sua grande variação espacial e até mesmo temporal. Fox (2004) analisou testes para estimar este parâmetro, listando alguns métodos: análise granulométrica, slug test, teste de permeâmetro in situ, medidas de fluxo de infiltração. Foi verificado que a variabilidade espacial entre várias medições em transversais ao rio é maior que a variabilidade das medições da condutividade hidráulica do leito do rio entre as

diferentes técnicas utilizadas. Dessa forma, a seleção de um método particular para a medição da condutividade hidráulica é menos importante do que fazer múltiplas medições na área em estudo.

Foram realizados ensaios Slug Test e Bail-Down Test com os poços de observação, além de ensaios de granulometria com as amostras coletadas nos furos de sondagem. Com a construção do poço de produção, também foi feito um teste de aquífero. Estes ensaios permitem uma caracterização de parâmetros hidrogeológicos, sendo o objetivo do trabalho a condutividade hidráulica. Para análise dos dados e confecção dos gráficos foi utilizado o software Aquifer Test. O método de Hvorslev foi adotado para os cálculos da condutividade hidráulica para os testes Slug e Bail-Down, já no teste de aquífero foram utilizados os métodos de Theis e Cooper-Jacob.

Perfuração do poço de produção

O poço de produção funcionará como o mecanismo principal para a criação do diferencial hidráulico entre o corpo d'água e o aquífero, fazendo com que haja um fluxo induzido da água superficial para o aquífero. Para o local nas margens do rio Beberibe, planejou-se a construção de um poço com a profundidade de cerca de 30m, sendo locado a uma distância aproximada de 20m da margem do rio. Foi proposto a utilização de um "packer" para testar a possibilidade de uma captação superior e uma inferior dentro do poço; pois, foi observada uma camada de areia média a grossa na profundidade de 7 a 10 metros sobre a camada do arenito, através de informações coletada pelos furos de sondagem. A construção do poço de produção foi contratado pela COMPESA. Na execução da perfuração do poço foram observadas camadas argilosas na zona onde se pretendia instalar o filtro inferior. Com isso, o perfil do poço final foi alterado, ficando com 14 metros de profundidade, mas alcançando a zona de areia grossa.

O local do projeto inserido na área da Estação Elevatória de Caixa d'Água é de propriedade da COMPESA. Dessa forma, a água bombeada do poço de produção poderá ser lançada no sistema elevatório da estação e, posteriormente, levado até a Estação de Tratamento d'Água Alto do Céu, continuando no sistema de produção da COMPESA sem problemas adicionais, haja vista que foi verificado que atualmente esta estação elevatória trabalha abaixo de sua capacidade máxima.

Porém, durante a fase experimental e de análise da qualidade da água do poço, a água foi lançada para o rio.

Análises químicas e biológicas / monitoramento

Uma das metas da pesquisa é o entendimento dos mecanismos de atenuação da poluição da água por processos biogeoquímicos, bem como a remoção de microorganismos patogênicos. Entre os assuntos da linha de pesquisa estão a análise da infiltração e da configuração do fluxo subterrâneo, a função da camada do leito do rio como barreira de atenuação e a filtração nas margens como processo de pré-tratamento para obtenção da água de melhor qualidade.

A atenuação da poluição resulta principalmente dos processos de diluição, biodegradação e sorção em duas zonas principais: 1- No leito do rio onde ocorre a sedimentação e colmatação, com grande atividade biológica, onde ocorre grande parte da biodegradação e adsorção mesmo com períodos de residência curtos; 2- Na trajetória entre o rio e o poço de bombeamento, onde a capacidade de sorção e degradação são menores, mas os processos físicos de diluição são maiores (HISCOCK e GRISCHEK, 2002).

O monitoramento dos parâmetros químicos e biológicos ocorreu durante dezessete semanas (março a julho de 2009), a partir do início da operação do poço de produção construído. As análises padrões foram realizadas pelo laboratório da AGROLAB. Com relação a avaliação da qualidade d'água do rio Beberibe foi observados dados de monitoramento realizado pela CPRH.

Monitoramento potenciométrico

Com o monitoramento potenciométrico é possível avaliar as variações do nível d'água subterrâneo ao longo do tempo, flutuações que podem ocorrer devido a recargas tanto sobre influência direta da precipitação como de outras fontes hídricas. Realizou-se o monitoramento semanalmente nos cinco piezômetros e no poço de produção. Algumas medidas nos piezômetros ainda foram obtidas alguns meses antes da construção do poço de produção, possibilitando avaliar as condições de fluxo natural na área. Com os dados potenciométricos monitorados foi proposto

traçar dois mapas potenciométricos com linhas de fluxo em dois períodos distintos, um antes e outro posterior ao início do bombeamento no poço de produção.

Análise dos dados

Com o conjunto de informações hidrológicas, hidrogeológicas e do monitoramento dos níveis potenciométricos e de qualidade d'água na área piloto realizou-se a interpretação em conjunto e os resultados foram apresentados no decorrer do capítulo 5 deste trabalho.

1.4 Resultados e Conclusões

Os resultados do estudo de caso são abordados no capítulo 5, incluindo os resultados dos testes dos parâmetros hidrogeológicos, os dados do monitoramento quantitativo e qualitativo do projeto piloto, com análise do conjunto de dados.

No capítulo 6 são apresentadas as considerações finais, com conclusões e sugestões propostas para novas pesquisas.

2. FILTRAÇÃO EM MARGEM

2.1 Técnica de Filtração em Margem

A recarga de água subterrânea pode ser natural ou artificial, ou em outras palavras, recarga casual ou induzida (BOUWER, 2002). A Filtração em Margem (FM), na língua inglesa conhecida como RiverBank Filtration (RBF), ocorre naturalmente quando a superfície freática for inferior ao nível d'água superficial do rio (rio influente) ou lago, ou pode ser induzida artificialmente pela locação de poços de bombeamento próximos à água superficial. A FM induzida é utilizada como uma técnica na indústria de abastecimento de água. O principal objetivo é um pré-tratamento da água superficial contaminada, previamente aos tratamentos convencionais em Estações de Tratamento de Água (ETA) (MASSMANN, 2002).

Filtração em margem é um método de tratamento d'água alternativo eficiente e de baixo custo. Há dois benefícios imediatos para o uso deste método:

- minimizar a necessidade do uso de produtos químicos nas águas superficiais para o controle de patogênicos no tratamento das águas superficiais; e
- diminuir custos do tratamento, reduzindo riscos à saúde humana.

Em algumas regiões, as águas do rio percolam naturalmente para o subsolo até os aquíferos (rio influente) durante todo o ano ou em outros casos só durante alguns dias, quando o rio apresenta as condições de um alto nível d'água. Durante esse processo de percolação, contaminantes potenciais presentes na água do rio são filtrados e atenuados, devido a processos físico-químicos e biológicos envolvidos, e a água ficará com uma melhor qualidade, desde que não exista contaminantes nas águas subterrâneas ou se estiverem presente em baixas concentrações.

No processo de filtração nas margens, os poços de bombeamento, locados próximo as margens do rio, bombeiam grandes quantidades de água. A ação do bombeamento cria uma diferença de carga hidráulica entre o rio e o aquífero, induzindo a água do rio através do meio poroso até o poço. A água bombeada é uma mistura da água subterrânea originalmente presente no aquífero e da água superficial infiltrada. Dependendo do uso, do grau de filtração e da atenuação do contaminante, a água bombeada já pode ir direto para sistema de distribuição no

abastecimento d'água. Logo, no mínimo serve como um pré-tratamento na produção de água potável (RAY et al., 2002).

A mudança que ocorrerá na qualidade da água que atravessa o meio poroso terá vários processos envolvidos, estes podem ser subdivididos em (DOUSSAN et al., 1998 apud DONALD e GRYGASKI, 2002):

- a) hidrodinâmicos: incluindo advecção, dispersão e difusão;
- b) mecânicos: filtração e colmatação das partículas nos espaços entre os poros;
- c) biológicos: degradação de matéria orgânica pelo metabolismo de microorganismos do solo e mineralização de substratos secundários; e
- d) físico-químicos: sorção, precipitação, complexação, floculação, coagulação, reações redox, e troca iônica.

Grande parte da purificação da água ocorre pelos processos mecânicos e físico-químicos. Porém, os processos de degradação natural ajudam a remoção dos compostos orgânicos dissolvidos, assim como patogênicos, sendo de grande importância para a técnica de recarga artificial como sistema de tratamento.

Há mais de 100 anos este método vem sendo usado na Europa, principalmente nos rios Reno, Elba e Danúbio, produzindo água potável. E também já existem grandes aplicações nos Estados Unidos. O uso da técnica de FM é bem anterior a estas aplicações, como pode ser encontrado na Bíblia em Êxodo 7:24 “E todos os egípcios cavaram poços junto ao rio, para beberem água; por quanto não podiam beber da água do rio”, os egípcios observaram os benefícios do uso da FM no momento em que tiveram uma grande poluição nas águas do rio Nilo; porém estes usos eram empíricos, como também várias outras captações por poços próximos a águas superficiais podem estar se utilizando deste processo.

Para aplicação do método alguns parâmetros devem ser conhecidos, pois podem influenciar seu desempenho (HUNT et al., 2002):

- disponibilidade de água do rio que será induzida para o aquífero;
- nível de qualidade da água do rio;
- velocidade do fluxo e característica dos sedimentos do leito do rio;
- características hidráulicas do meio poroso;
- sazonalidade do fluxo do rio; e
- estabilidade do canal do rio.

A maioria dos sistemas de filtração nas margens são construídos em aluviões localizados ao longo das margens do rio, por suas características hidrogeológicas favoráveis. Esses aquíferos consistem de uma variedade de depósitos, sendo principalmente arenoso ou até mesmo areia e pedregulho. As condições ideais são os aquíferos permeáveis, de material graúdo, que estejam conectados hidráulicamente com os materiais do leito do rio.

O método também pode ser aplicado em locais que tenham camadas de baixa permeabilidade (camadas argilosas e siltosas) dentro de um aquífero aluvionar. Se a camada confinante for extensa e contínua, o filtro pode ser locado acima desta camada para a água infiltrar da fonte superficial; pode ser locado abaixo da camada confinante para se obter uma filtração máxima; ou ainda os filtros também podem ser locados acima e abaixo da camada confinante para a máxima capacidade de bombeamento de água (HUNT et al., 2002).

Há três tipos de poços que têm sido usados no método de filtração nas margens: - poço coletor horizontal; - poço vertical; e - cacimbão (poço amazonas).

Em alguns países são usados os sistemas de galeria de poços verticais, conectados por um tubo sifonado. Existindo apenas uma casa de bombeamento que capta água de todos os poços através da ligação aos tubos sifonados.

Normalmente os poços verticais são utilizados em aluviões consolidados, enquanto os poços horizontais são mais comumente aplicados em sedimentos não-consolidados e quando se tem pouca espessura do aquífero, devido as características construtivas.

O método de FM remove eficientemente turbidez, microorganismos, matéria orgânica natural, pesticidas, herbicidas, hidroquímicos, fármacos, compostos que causam sabor e odor, pelos processos físicos, químicos e biológicos na passagem através do meio poroso (SAHOO et al., 2005). O processo de remoção é tanto mais eficiente quanto menor for a velocidade do fluxo subterrâneo e quando o aquífero for formado por material granular bem distribuído, sendo traduzido na permeabilidade, ao mesmo tempo que se observa a importância da camada semipermeável que separa a água subterrânea e a superficial.

A eficiência da remoção de microorganismos depende:

- da eficiência dos vários processos de remoção na passagem da água pelo aquífero;
- das condições climáticas e hidrológicas;

- da geometria do poço;
- das características do material nas margens e do leito do rio / lago; e
- do fluxo da água subterrânea.

Na remoção dos microorganismos existentes na água superficial infiltrada, o projeto a ser implantado deve buscar uma eficiência que depende da concentração inicial de poluentes na fonte hídrica e da capacidade máxima de remoção de substâncias no aquífero, resultando numa água dentro das exigências de potabilidade a qual se destina. O tempo de retenção é um importante fator de controle da remoção eficiente na Filtração em Margem (TUFENKJI et al., 2002). Na Alemanha, determina-se como um tempo mínimo de retenção de 50 dias.

Um grande número de variáveis está envolvido para se alcançar com eficiência melhoramentos na qualidade da água produzida, podendo ser salientadas algumas: características hidráulicas e composição do material do aquífero; qualidade da água superficial; velocidade de filtração; condutividade hidráulica; distância dos poços ao corpo d'água; vazão de bombeamento; a diluição com as águas subterrâneas; temperatura da água superficial; e características dos sedimentos da interface aquífero e água superficial (RAY et al., 2002).

A EPA (Environmental Protection Agency, USA) já considera a filtração em margem como processo de tratamento alternativo do tipo filtração biológica. O processo possibilita a remoção de nutrientes em condições nas quais os microorganismos consomem o carbono orgânico. Filtro biologicamente ativo é qualquer meio filtrante que permite a fixação de microorganismos, normalmente formando um biofilme que cobre ou fixa-se entre os grãos do meio. São mencionados métodos frequentemente usados: filtração lenta em areia; filtração em margem; filtração rápida por gravidade e carvão ativado granular. Estes meios filtrantes proveem processos físicos, químicos e biológicos que limpam a água. A remoção orgânica durante a filtração pode ser específica do local e pode ser influenciada pela qualidade e quantidade da matéria orgânica e variará com a temperatura, estações do ano, tipo do meio, tempo de contato e estratégias de relavagem. A FM pode ser usada para remover partículas, bactérias, vírus, parasitas, poluentes, compostos orgânicos e inorgânicos (EPA, 2007).

O processo de FM e recarga artificial são métodos de tratamento da água similares à Filtração Lenta em Areia, com baixas velocidades de fluxo através do meio. Devido aos processos naturais no solo, as características da água (potencial

redox, conteúdo de sal) podem mudar o que influencia a eficácia da remoção dos patogênicos. Pelas regras de tratamento de água nos Estados Unidos, a EPA (LT2ESWTR) dá como 0,5 a 1 log de créditos de remoção do *Cryptosporidium* para a filtração em margens, dependendo da distância entre o poço e a água superficial (SMEETS et al., 2006). Crédito de remoção log (na base 10) é uma terminologia usado nos Estados Unidos, o qual refere-se ao tratamento físico-químico ou morte de orgânicos patogênicos tais como a *Giardia lamblia* e viroses. Por exemplo, remoção 1-log é igual a uma redução de 90% do organismo alvo; 2-log, 99% de redução; e 3-log, 99,9% de redução (RAY et al., 2002). É tomado como regra que valores superiores a 0,075 oocistos/L (oocisto - zigotos encapsulados dos protozoários esporozoários) de *Cryptosporidium* devem ter um tratamento adicional.

O método de FM é reconhecido como um eficiente processo de atenuação natural assegurando sustentabilidade ao abastecimento de água potável (HEBERER et al., 2004). Em Berlin 100% do suprimento de água é proveniente de água subterrânea, onde 70% origina-se da Filtração em Margem e recarga de água subterrânea. Atualmente há vários locais utilizando FM, onde os poços de bombeamento estão locados a distâncias menores que 600m dos rios, lagos e canais. O problema encontrado em Berlim é o lançamento de esgoto tratado nas águas superficiais, que são fontes do sistema de captação para o tratamento d'água.

Hiscock e Grischek (2002) relatam que os processos de atenuação na FM acontecem em duas zonas principais: na camada de colmatação ativa biologicamente, onde os processos de degradação intensiva e adsorção ocorrem em curto tempo de residência; e ao longo do caminhamento principal do fluxo entre o rio e o poço de captação onde as taxas de degradação e capacidade de sorção são menores e o processo de mistura são maiores.

Wang et al. (1995), realizaram estudos em uma estação de tratamento d'água em Louisville, o qual capta do aquífero aluvial que tem interação direta com o rio Ohio (WANG, 2002). Foi analisada a remoção de patogênicos, partículas, turbidez, matéria orgânica natural, subprodutos de desinfecção, e pesticidas. Eles também compararam a FM com os métodos convencionais de tratamento d'água da própria estação. Wang et al. (1995) mostraram que FM é eficiente para remoção da matéria orgânica e pesticidas. Remoções de partículas superiores a 2,4 logs foram alcançados com a FM e 1,5 logs de remoção pelos métodos convencionais de tratamento.

A dinâmica natural de um sistema hidrológico complexo pode em alguns casos exigir cuidados adicionais para a implementação da tecnologia FM. O comportamento transiente dos estágios do rio influencia as características de fluxo e transporte do sistema, o que pode afetar a qualidade da Filtração em Margem. Por exemplo, no aumento do nível do rio pode ocorrer infiltração por uma região previamente não saturada, a qual não tem as mesmas características de remoção do que na zona permanentemente saturada (TUFENKJI et al., 2002).

Variações sazonais e diurnas na temperatura da água também podem contribuir para uma variação na efetividade da FM, devido a maioria dos processos biogeoquímicos ser altamente sensíveis com a temperatura, podendo diminuir a atividade microbiana.

Devido ao crescimento populacional em determinadas regiões, como as semi-áridas, as fontes hídricas estão cada vez mais escassas e ao mesmo tempo que a pouca água encontrada está sofrendo uma deteriorização pelos impactos do homem. Decorrente disto, alguns locais começam a adotar a técnica de recarga artificial tanto para armazenar a água, eliminando efeitos de perda por evaporação; como para utilizar o solo natural como um purificador da água, similarmente ao observado na técnica de Filtração em Margem. Deve-se salientar, que mesmo com a utilização da FM, sem um controle para evitar impactos maiores com contaminação e sem uma área de proteção, pode não ser suficientemente o bastante.

De face com a complexidade do problema envolvendo a técnica de Filtração em Margem é fundamental o conhecimento de múltiplos aspectos, necessitando de estudos destes processos numa multidisciplinaridade e em multiescala.

Os projetos de implantação da técnica de Filtração em Margem devem otimizar a necessidade de um volume de água desejável com a preservação da qualidade d'água devido aos processos de atenuação e misturas. O projeto não pode apenas ser função dos fatores hidrogeológicos, mas também da observância dos fatores econômicos, regulatórios e de uso da terra.

2.2 Processos durante a infiltração

Os fatores que influenciam os processos na Filtração em Margem, de um rio ou lago, dependem e variam pelas condições específicas locais. As propriedades

dos sedimentos tais como distribuição no tamanho dos grãos, permeabilidade e porosidade, assim como o regime de bombeamento, controlam a velocidade de infiltração. A distribuição sazonal e espacial de matéria orgânica suspensa na superfície da água influencia a drenança pela obstrução dos sedimentos no leito do rio.

Uma das grandes dificuldades do entendimento dos processos envolvidos nos estudos é a heterogeneidade existente no meio ambiente. Isto pode acarretar incertezas no conhecimento das condições hidrogeológicas existentes, assim como as variações no próprio ecossistema local. O maior complicador são os caminhos preferenciais que podem acabar com os modelos conceituais propostos na implantação de um sistema de filtração em margem.

A interface entre água superficial e água subterrânea dentro do aquífero aluvial é reconhecida como um meio ambiente biogeoquímico distinto. Esta zona de transição dinâmica ou “zona hiporreica”, comumente caracterizado pelos gradientes de luz, temperatura, pH, potencial redox, oxigênio, e carbono orgânico, controla a qualidade da filtração em margem (TUFENKJI et al., 2002). Com a água infiltrada através das margens do rio para o aquífero, ocorrem mudanças químicas descritas por quatro tipos de reações: transferência elétrica; intemperismo; mudança iônica e mudança de gases. Inúmeros estudos apontam como sendo a atividade biológica o principal agente de mudanças químicas, tais como degradação da matéria orgânica ou poluentes orgânicos, e esta atividade ocorre nos primeiros metros da infiltração.

Quando a atividade microbiana for intensa nos sedimentos do leito do rio, haverá um consumo de oxigênio maior do que é repostado pela água do rio infiltrada (TUFENKJI et al., 2002).

Mudança na temperatura da água pode afetar a velocidade de infiltração, pois com o aumento da temperatura a viscosidade da água diminui e então, a condutividade hidráulica aumenta. Pelas condições dinâmicas naturais e processos na interação água superficial e água subterrânea é sugerido que estudos de sistemas com FM sejam conduzidos por um período extenso.

A Filtração Lenta em Areia é um processo de purificação da água bruta passando através de um meio filtrante constituído de camadas de areia pré-definidas. A taxa de filtração é lenta, de 0,1 a 0,2 m/h. É considerada uma tecnologia barata e eficiente para remoção de contaminantes suspensos, biodegradáveis ou patogênicos. Esse método foi desenvolvido no início do século XIX na Inglaterra

para produzir água potável para a cidade de Londres, filtrando água do rio Tamisa. Vários países continuam utilizando este método (RAY et al., 2002).

São relatados problemas na filtração de águas oriundas de rios que carregam partículas coloidais e de argila, pois estes entopem o meio filtrante, prejudicando as filtrações posteriores. O método não é adequado para remover a cor da água (remoção abaixo de 25%). Uma fina camada de matéria orgânica chamada “película suja” cresce na parede do filtro, a qual melhora a filtração. Pois, atua como uma barreira de remoção de contaminantes como sólidos suspensos, e também ajuda na degradação de partículas biológicas. No entanto, esta película com o tempo entope os poros do filtro, sendo então necessário uma limpeza do filtro. A turbidez da água filtrada pode chegar a menos de 0,5 ntu (nephelometric turbidity units).

O processo FM tem algumas similaridades ao desempenho da Filtração Lenta em Areia. Matéria orgânica, similar a “película suja”, pode criar uma interface aquífero/rio, especialmente quando a velocidade do fluxo é baixa. Uma cheia no rio poderia limpar esta camada; todavia, com subseqüentes períodos de fluxo baixo, pode ser reestabelecida. Os sistemas FM podem ficar mais vulneráveis quando estas camadas de matéria orgânica e/ou sedimentos são levados embora num fluxo alto. A velocidade de infiltração na interface aquífero/rio varia, dependendo da localização dos poços coletores. Em Louisville, Kentucky/EUA, mediu-se uma velocidade de 0,12 a 0,16 m/h; sendo uma velocidade equivalente a filtração lenta em areia.

Como nem sempre as fontes de águas subterrâneas naturais têm um volume necessário para suprir a demanda, alguns locais utilizam a recarga artificial para aumentar o suprimento de água subterrânea, podendo melhorar a água inicialmente infiltrada de forma semelhante ao que ocorre com Filtração em Margem. Em Berlim, é utilizada a recarga artificial em algumas áreas com lagoa de infiltração, e a uma certa distância há captação por poços ou trincheiras. Pequenos rios com baixa vazão de infiltração foram represados, e o problema de colmatção do leito superado por obras de dragagem (SCHMIDT et al., 2003).

Um problema que afeta a velocidade de infiltração na interface de água superficial / água subterrânea é a colmatção, porém também pode ocorrer em zonas de recarga artificial. A colmatção pode ser causada por processos químicos, físicos e biológicos. Este efeito pode ser acelerado pela indução da água superficial para o meio poroso. Porém, vale salientar que esse efeito pode estar em constante

modificação, dependendo das velocidades de escoamento do rio, os efeitos da cheia. Os processos físicos compreendem a acumulação de sólidos suspensos, orgânicos e inorgânicos. Os processos biológicos são a acumulação de flocos de algas e bactérias na água e na superfície da interface manancial / meio filtrante. Os processos químicos incluem a precipitação de carbonato de cálcio, gipsita, fosfatos e outros compostos químicos sobre o solo e dentro dele (BOUWER, 2002).

Para um projeto de um sistema de FM é interessante uma pré-avaliação das condições locais, e umas das informações relevantes é a condutância da interface água superficial e água subterrânea. Porém, a experiência tem demonstrado que o valor da condutividade hidráulica (observado em teste de aquífero, teste de bombeamento, avaliação da condutância, dentre outros) tende a diminuir ao longo do tempo de acordo com os novos regimes criados, e que a condutância da interface é um dos parâmetros que sofre maior redução. Os elementos de controle dos sistemas de FM com relação a sua sustentabilidade são: condutância da interface; transmissividade do aquífero e dinâmica do filtro do poço. Estudos mais recentes têm indicado que a condutância da interface é comumente o fator mais limitante dos sistemas FM, porém ainda não há avaliações mais detalhadas do seu impacto e das mudanças ao longo do tempo, resultando na colmatação (HUBBS, 2004).

Para o controle da qualidade da água nas águas superficiais e na produção de água potável alguns parâmetros precisam ser analisados e acompanhados durante o processo de tratamento. Com relação aos contaminantes podem ser divididos em físicos, químicos e biológicos (RAY et al., 2002), os quais podem ser identificados por alguns parâmetros indicadores.

Parâmetros Físicos

A temperatura pode variar nas estações de tratamento com fontes de águas superficiais, porém, permanece relativamente constante nas águas subterrâneas. A variação da temperatura pode variar em função do bombeamento, locação do ponto de monitoramento, distância do poço ao rio, construção do poço, ou fatores hidrogeológicos. Variações na temperatura podem influenciar a performance do tratamento d'água, principalmente quando esta modifica substancialmente a viscosidade do fluido. É um parâmetro que deve ser observado, porém no Brasil, mais especificamente nas regiões norte e nordeste, não se tem uma variação de temperatura tão grande nas fontes d'água tanto superficial quanto subterrânea.

A turbidez diz respeito aos rios que atravessam formações ricas em argila. Dados de monitoramento no rio Ohio próximo a Louisville, Kentucky/EUA, mostrou uma variação de 2ntu (julho/99) a 1500ntu (março/97) durante um período de 5anos (1997-2002); todavia os poços coletores tiveram turbidez em torno de 0,1ntu, o que é significativamente abaixo do padrão americano de 0,5ntu.

Parâmetros Químicos

Podem ser divididos em quatro grupos principais: inorgânicos; orgânicos sintéticos (pesticidas e orgânicos voláteis/semivoláteis); matéria orgânica natural; farmacêuticos e outros químicos emergentes.

Inorgânicos: a dureza da água é um importante parâmetro para a remoção em estações de tratamento. A dureza pode ser reduzida durante os picos de cheia, quando a contribuição de água subterrânea é baixa. As concentrações observadas variam muito pelas condições locais. Altas concentrações de bromato pode indicar formação do brometo (que é cancerígena) durante a ozonação. Nitrogênio nas diversas formas de fertilizantes também é um contaminante químico importante. Rios transversais às regiões agrícolas podem receber uma grande quantidade de contaminantes, por escoamento superficial ou por descarga de drenos.

Orgânicos Sintéticos e Pesticidas: são os mais preocupantes para o tratamento de águas superficiais. Os picos de concentração normalmente coincidem com os picos de cheias, carreando águas poluídas da agricultura. Rios navegáveis também estão sujeitos a derramamento de produtos de petróleo e outros químicos industriais, tais como compostos clorados.

Matéria Orgânica: na água superficial é importante, principalmente em estações onde se usa cloro como desinfectante. O cloro combinado com a matéria orgânica forma um subproduto, tal como o trihalometano (THM) e ácidos haloacéticos (HAA), os quais são potencialmente cancerígenos. As concentrações de matéria orgânica variam de acordo com a estação do ano, características da bacia e fluxo do rio. Parâmetros mais usuais que indicam a qualidade da água com relação a matéria orgânica: carbono orgânico total; carbono orgânico dissolvido; demanda bioquímica de oxigênio; absorção ultravioleta de água em 254 nanômetros; e carbono orgânico assimilativo.

Produtos farmacêuticos e produtos de higiene pessoal: são micropoluentes de recente interesse, pois são encontrados em esgotos domésticos e muitos são

químicos rompedores de endocrina. Muitos desses compostos são encontrados em extremamente baixa concentração, o que requer uma determinação analítica difícil e instrumentação complexa.

Parâmetros Biológicos

Contaminantes biológicos na água superficial incluem protozoários, bactérias e vírus. Giárdia e *Cryptosporidium* são os protozoários principais. Coliformes totais e fecais são as bactérias monitoradas pelos órgãos ambientais e de vigilância sanitária.

Na segunda metade do século XX o avanço da indústria de compostos químicos e a difusão do seu uso pela sociedade degradaram a qualidade das águas de rios e lagos de forma que atualmente um tratamento adequado deve levar em consideração mais de uma centena de produtos usualmente empregados pela população. Estes compostos químicos usados em medicamentos, em produtos domésticos para limpeza de banheiros e cozinhas, em produtos de jardinagem e em produtos para automóveis são carregados para os sistemas de esgotos e para os sistemas de drenagem de águas pluviais e chegam aos corpos de água superficial (PAIVA e CABRAL, 2007).

As cargas de nutrientes trazidas pelos esgotos domésticos e pelos fertilizantes agrícolas aceleram os processos de eutrofização, criando condições para proliferação de cianobactérias tóxicas com efeitos negativos para a saúde. Além disso, restos de antibióticos e diversos tipos de hormônios são descartados sem cuidados e atingem as águas de rios e lagos.

Há seguir são discutidos duas abordagens recente sobre problemas de contaminação em corpos d'água superficiais que são as cianobactérias e compostos fármacos.

Cianobactérias

Em muitos países, cianobactérias tóxicas (algas verde-azuladas) como *Microcystis* spp, estão ficando mais abundante devido a cargas de nutrientes mais altas por fontes agrícolas, e taxas de fluxo mais lentas causados por regularização de rios e aumento da captação. Efeitos adversos para a saúde dos humanos e dos animais associados com o consumo de toxinas de cianobactérias, especialmente

microcistinas, foram relatados (KUIPER-GOODMAN et al., 1999). A eutrofização dos corpos d'água enriquecidos por nutrientes vem sendo um dos problemas que mais preocupa os gestores e técnicos em vários reservatórios para abastecimento d'água.

Hrudey et al. (1999) avaliaram o potencial da Filtração em Margem para remover cianotoxinas, e baseado na remoção do sabor e odor pela filtração nas margens, deduziram que este método é altamente promissor para remoção de toxinas, e pode estender a capacidade observada da filtração lenta em areia para remoção de células de algas e toxinas de cianobactérias.

Lahti et al. (1998) examinaram a remoção de microcistina durante experiências em coluna e de campo. Pares de 0,25 m de altura da coluna eram acumuladas com sedimentos de húmus da superfície de um 'esker' (sedimentos grossos (areias e cascalhos) acumulados em canal de água de degelo subglacial, exposta quando do recuo da geleira) e com a areia e pedregulho na base, e foi utilizada água contendo 30–60 µg/L de microcistina que percolou através de colunas durante 9 a 14 dias com tempos de detenção de 5 a 6 h. O nível de microcistina diminuiu na maioria das colunas de sedimento 'esker' (98–99.9% de remoção), e menos no subsolo grosseiro (30–90% remoção). Sugeriram que este contraste observado foi devido à presença de organismos capazes de degradar as microcistinas por exposição prévia dos sedimentos esker para a água contendo a toxina nas margens do Lago Vihnusjärvi, Finlândia. Comparando as massas de toxina na entrada e saída da coluna, e retida por adsorção, sugeriram que o principal processo responsável pela redução da microcistina foi a degradação. A bactéria isolada capaz de degradar a microcistina tem sido aeróbica.

Lahti et al. (2001) estudaram a ocorrência de microcistinas LR nas fontes de água bruta de ETAs e em estações de FM, na Finlândia, para avaliar a remoção das mesmas. Foram analisadas 4 estações de FM e 9 estações de tratamento usando diferentes processos. Em duas fontes de água bruta foram detectadas toxinas durante vários meses. As concentrações mais altas de microcistinas observadas foram superiores a 10 µg/L. Após o tratamento foram detectados microcistinas na água potável ocasionalmente, porém em quantidades inferiores aos padrões de potabilidade da Organização Mundial de Saúde. Lahti et al. (2001) mencionam que a FM parece ser um método eficiente na remoção das cianobactérias, porém a eficiência variou nas estações de tratamento observadas.

Miller et al. (2001) realizaram medições da adsorção de hepatoxinas de cianobactérias em experimentos em batelada para determinar a aplicabilidade de FM como uma estratégia de remoção eficiente. Várias amostras de solos com diferentes propriedades físico-químicas foram coletadas em regiões do sul da Austrália. Os solos foram misturados com 'nodularin' ou microcistina-LR em água com diversos valores de pH. A 'heptapeptide microcystin-LR' e a 'pentapeptide nodularin', ambas hepatotoxinas, são encontradas geralmente em águas australianas. Os solos com altos conteúdos de carbono orgânico e/ou argila tiveram os coeficientes de adsorção de nodularin mais altos, variando de 0.2 a 16.59 L/kg. Aumentos na força iônica da solução, da água doce até a água do mar, resultaram em aumentos correspondentes dos coeficientes de adsorção de nodularin para todos os locais, excluindo um solo arenoso. As implicações para Filtração em Margem são os altos valores de pH da água e baixas salinidades que aumentam a mobilidade das toxinas in situ, resultando em um acréscimo da distância de filtração através das margens do rio antes que a toxina na água livre possa ser captada e chegar a ser consumida.

Dillon et al. (2002) relatam a ocorrência de cianobactérias na bacia do rio Murray-Darling, na Austrália, e evidenciaram a adsorção e biodegradação da microcistina no meio poroso. Foi colocado o método de FM como uma opção viável para pequenas captações d'água em regiões áridas e semi-áridas para remoção de toxinas de algas e redução da turbidez.

No Brasil, o grupo de pesquisa liderado pelo professor Maurício Sens da UFSC, com o incentivo do PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico), tem iniciado pesquisas para analisar a eficiência do método FM na eliminação de cianobactérias (SENS et al., 2006). Rabello (2006) apresentou um experimento em colunas analisando fitoplânctons na água bruta e na saída das colunas, nestas colunas foi usado solo das margens da lagoa do Peri. Foi obtido uma eficiência na remoção de quase 100%, a média da remoção de cianobactérias foi superior a 99%, e com relação à *clorofila a* obteve-se remoção de até 63,3%.

Resíduos Farmacêuticos

Heberer et al. (2004) apresentaram resultados do projeto de pesquisa denominado NASRI (Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration). O foco do projeto foi o destino e transporte de contaminantes selecionados durante a filtração em margem, para duas seções transversais em Berlim – Alemanha. Várias

detecções de compostos ativos farmacologicamente (PhACs) em amostras de águas subterrâneas guiaram a pesquisa na remoção destes contaminantes. Neste estudo 6 PhACs foram encontrados em lixiviados dos riachos e lagos contaminados para o subsolo. Estes compostos também foram detectados em baixas concentrações nos poços de abastecimento público. A FM diminuiu as concentrações por diluição (p.ex., 'carbamazepine' e 'primidone'), e remoção parcial (p.ex., 'diclofenac'), ou removeu totalmente (p.ex., 'bezafibrate', 'indomethacine', antibióticos, e estrogênicos). Alguns compostos farmacêuticos, tais como 'carbamazepine' e especialmente 'primidone', são transportados durante a FM. Estes são vistos como bons indicadores para avaliar o impacto nas águas superficiais pela contaminação de efluente do esgoto municipal ou que a contaminação foi transportada para áreas de recarga de água subterrânea. Com o progresso na química analítica ambiental, um número crescente de compostos orgânicos persistentes tem sido encontrado frequentemente nas águas superficiais em Berlim. Há duas tabelas mostrando os valores observados nos lagos Wannsee (Tabela 2.1) e Tegel (Tabela 2.2), com dados dos poços de observação e de bombeamento, no período de maio a outubro de 2002.

Tabela 2.1 - Compostos orgânicos e suas concentrações médias (ng/L) na seção transversal na margem do Lago Wannsee (Heberer et al., 2004).

		Água Superficial	Poços de Observação				Poço de Captação
Distância ao Lago		-	0	0	1m	15m	30m
Profundidade		-	10m	7m	9m	63m	75m
Composto Químico	Tipo de Produto	Concentrações Médias (ng/L)					
Diclofenac	Analgésico	25	30	30	15	20	<5
Clofibrac acid	Metabólico de um BLR	60	25	20	15	5	115
Propyphenazone	Analgésico	145	85	100	75	55	30
Carbamazepine	Anti-convulsivo	330	215	365	325	360	15
Primidone	Anti-convulsivo	60	70	60	50	60	10
Indometacine	Analgésico	15	<5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Bezafibrate	BLR	60	10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Bentazone	Herbicida	25	20	30	35	20	10
Mecoprop	Herbicida	15	15	20	10	20	10
TCEP	Retardador de chamas	315	300	255	495	400	95
TCIPP	Retardador de chamas	2100	1130	1800	1345	1145	190

BLR: blood lipid regulator; TCEP: tri(2-cloroetil)-fosfato;

TCIPP: tri(2-cloroisopropil)-fosfato; n.d.: não detectado

Tabela 2.2 - Compostos orgânicos e suas concentrações médias (ng/L) na seção transversal do Lago Tegel (Heberer et al., 2004).

	Água Superf.	Poços de Observação									Poço de Captação
Distância ao Lago (m)	-	0	1	12	25	25	55	55	80	80	90
Profundidade (m)	-	6	6	7	24	9	24	7	22	7	30
Composto Químico	Concentrações Médias (ng/L)										
Diclofenac	15	<5	n.d.	10	20	n.d.	10	n.d.	10	n.d.	35
Clofibrac acid	40	<5	n.d.	n.d.	35	5	15	n.d.	10	n.d.	50
Propyphenazone	230	170	25	35	950	75	350	25	130	15	240
Carbamazepine	325	365	420	465	195	500	220	460	245	200	60
Primidone	55	40	35	35	110	25	75	30	65	20	40
Indometacine	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Bezafibrate	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<5
Bentazone	15	15	10	20	15	10	15	10	10	15	10
Mecoprop	15	n.d.	n.d.	n.d.	15	n.d.	10	n.d.	5	n.d.	5
TCEP	525	220	235	160	310	140	235	35	235	45	215
TCIPP	1800	2460	1480	1175	900	945	1090	110	1230	245	350

TCEP: tri(2-cloroetil)-fosfato;

TCIPP: tri(2-cloroisopropil)-fosfato;

n.d.: não detectado

A USGS (2005a) também fez um estudo acompanhando vários compostos fármacos nos sistemas de filtração em margem no rio Platte, em Nebraska, Estados Unidos. Nas amostras do rio Platte em pelo menos uma das amostras foram encontradas fármacos incluindo 1,7-dimethylxanthine, acetaminofeno, cafeína, carbamazapine, e cotinine. Já nas águas subterrâneas foram encontrados concentrações baixas em pelo menos uma amostra incluindo 1,7-dimethylxanthine, acetaminofeno, carbamazapine, e trimethoprim.

2.3 Vantagens e Desvantagem usando FM

No processo de atenuação natural com a Filtração em Margem, várias vantagens têm sido destacadas, como:

- Estabilidade temporal para temperatura e concentrações de compostos na água;
- Eliminação de partículas suspensas, turbidez, compostos biodegradáveis, bactéria, vírus e parasitas;
- Eliminação de despejos farmacêuticos e outros compostos orgânicos;
- Eliminação parcial de compostos absorvíveis e metais pesados; e
- A proximidade com as águas superficiais garante boa recarga e taxa de bombeamento.

Além de garantir a remoção parcial ou a eliminação de vários compostos e microorganismos, o uso da técnica de FM reduz os custos de operação, por reduzir a necessidade do uso de produtos químicos, assim como a possibilidade de eliminar fases de uma estação de tratamento de água convencional, podendo ser até a única fase do tratamento; em reduzindo o uso de produtos químicos, como os coagulantes e oxidantes, minimiza-se o risco de formação de subprodutos que são prejudiciais a saúde. A tabela 2.3 lista vários tipos de contaminantes comuns nas águas superficiais, com soluções de tratamento convencionais e os processos através da FM que reduz ou elimina a necessidade destes tratamentos típicos.

Tabela 2.3 - Métodos de remoção de contaminantes, com tratamentos típicos e através da filtração em margem.

Contaminante	Tratamento Convencional	Filtração em Margem
Amônia	Oxidação	Nitrificação
Nitrato	Floculação	Denitrificação
Compostos inorgânicos	Floculação	Adsorção, precipitação, mudança iônica
Compostos orgânicos	Oxidação, floculação	Degradação biológica
Partículas	Floculação, filtração, membranas	Filtração
Microorganismos	Desinfecção, membranas, filtração	Adsorção, filtração
Compostos persistentes	Adsorção, oxidação	Nenhum

Fonte: Adaptado de Kuehn, 2002 apud Windeler, 2006.

Há relatos de compostos pouco afetados pela filtração natural, tais como certos pesticidas, fármacos e compostos orgânicos halogenados. A remoção de contaminantes orgânicos depende da hidrofobicidade do composto e do conteúdo de carbono orgânico do material do aquífero; outros fatores também têm um importante papel tais como sorção dos minerais inorgânicos, atividade microbiana, biodegradabilidade, taxa de infiltração e diluição com água subterrânea (TUFENKJI et al., 2002).

Várias atividades humanas lançam frequentemente elevadas concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos nas águas superficiais, tais como mineração, agricultura e descarga de esgoto. Poluentes como metais pesados, nitrato, e sulfato são perigosos ao homem e animal, mas também podem ser tóxicos para os microorganismos que têm seu importante papel no controle da qualidade no processo de Filtração em Margem.

Nos últimos anos vêm sendo verificado um aumento no uso de produtos químicos orgânicos, tais como pesticidas, solventes, agentes de limpeza e medicamentos. E estes compostos químicos têm sido encontrados cada vez mais nas fontes hídricas, incluindo águas subterrâneas, tornando-se um problema ambiental mais recente (SCHEFFER AND SCHACHTSCHABEL, 2002 apud GRESKOWIAK, 2006).

Patogênicos microbianos são lançados em corpos d'água por descargas de esgoto municipal, assim como escoamento de campos de agropecuária e de campos que recebem adubação de origem animal. Boa parte destes patogênicos são eficientemente removidos pela filtração em margem. A EPA reconhece a eficiência da FM na remoção de *Cryptosporidium* (um bom indicador de contaminação fecal). A eficiência dependerá de fatores específicos locais, como a qualidade da água bruta, características dos sedimentos do leito do rio e tempo de retenção. A EPA credita remoção de 90% para poços verticais perfurados no aquífero quando localizados a pelo menos 25 m ou 50 m.

O sistema FM pode ajudar as companhias d'água de várias formas. Os vários serviços de água potável de alta qualidade têm valores não mensuráveis. Como por exemplo, a melhora na qualidade da água fornecida, com garantias contra contaminações de eventos extremos, pois há tempo hábil para tomada de decisões; e principalmente a manutenção de um meio ambiente sustentável (RAY et al., 2002). A FM reduz o efeito de picos de concentração de poluentes numa captação

superficial, devido as variações sazonais (KUEHN e MULLER, 2000). No mínimo, pode-se usar esta técnica como um pré-tratamento, havendo apenas necessidade de utilização de outros métodos quando houver contaminantes persistentes na água bruta.

Há alguns compostos orgânicos persistentes, como por exemplo, pesticidas e farmacêuticos, que não são removidos após a passagem pelo meio filtrante natural e apenas se misturam à água subterrânea (KUEHN e MULLER, 2000), não sendo suficiente apenas a filtração em margem como forma de tratamento.

Dentre todas essas vantagens, verifica-se que a implantação de um sistema de FM tem baixo custo, com relação a construções de estações de tratamento convencionais. A EPA (2005), no trabalho USEPA Technologies and Costs Document for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule and Final Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule, demonstrou que a FM é o método mais econômico para remoção física de contaminantes dentre os métodos utilizados nas ETAs nos Estados Unidos, com custo de remoção por volume produzido.

Uma dificuldade levantada por Jekel e Heinzmann (2003) é o monitoramento dos processos envolvidos na Filtração em Margem e otimização do controle de qualidade, requerendo levantamento de dados e investigações adicionais, por causa das rápidas mudanças ecológicas e de exigências relacionadas ao ciclo hidrológico.

Um efeito negativo que pode ocorrer, recaindo numa queda da produção de água, seria o entupimento ou uma impermeabilização criada na interface entre água superficial e água subterrânea, devido a um crescimento elevado de matéria orgânica e depósito de partículas finas dificultando o fluxo de água (SCHUBERT, 2002).

Como a água captada pelo poço de produção no sistema FM é uma mistura de água superficial com água subterrânea, a implantação desse sistema numa formação aquífera já contaminada seria uma grande desvantagem. Assim como locais de implantação da Filtração em Margem que são propensos a enchentes, podem trazer prejuízos na qualidade da água final.

Outros efeitos não desejáveis que podem aparecer devido o uso da FM é o aumento na dureza, amônia, concentrações de manganês e ferro dissolvidos, e formação de compostos de sulfeto de hidrogênio e outros sulfurosos de mal odor (HISCOCK E GRISCHEK, 2002).

A aceitação pública nos países desenvolvidos ainda é pouca, no Brasil ainda não há o uso direto desta técnica, faltando um conhecimento pormenorizado para inclusão como uma técnica factível.

2.4 Experiências na Europa e Estados Unidos

O Reino Unido foi o pioneiro no uso da filtração em margem para suprimento d'água, com a construção de um coletor perfurado paralelo ao rio Clyde, em 1810. Posteriormente outros sistemas de abastecimento foram construídos, e na metade do século XIX, foi oficialmente adotado na Europa na produção de água potável (RAY et al., 2002).

No oeste da Europa, a primeira ETA com o uso da FM foi no baixo vale do Rio Reno, na região de Düsseldorf/Alemanha, para abastecer uma população de cerca de 600.000 habitantes. Entrando em operação em 1870, e desde então funciona sem interrupção. Após 80 anos de uso, a ETA Flehe Waterworks incluiu outro tratamento à água bruta além da Filtração em Margem, devido à deterioração crescente da qualidade da água do rio Reno (SCHUBERT, 2002).

Em estatísticas de 1998, a Alemanha usa água para abastecer suas cidades das seguintes origens: 63,6% água subterrânea; 15,3% FM e recarga de água subterrânea; 13,3% de águas superficiais; e 7,8% de fontes naturais. Há 33 estações de tratamento ao longo de 460 Km do rio Reno. As distâncias dos poços às margens do rio Reno variam de 50 a 250m. As condições aeróbicas são mais comuns no caminhamento do fluxo, nas margens do Rio Reno, favorecendo o processo do FM.

Atualmente, há vários usos em outras cidades da Alemanha, como também em outros países como Áustria, Eslováquia, Hungria, Iugoslávia, EUA, etc. Nos Estados Unidos o sistema de FM é classificado pela EPA como “água subterrânea sob influência direta de águas superficiais” (ground water under the direct influence of surface water - GWUDI), suas leis ambientais exigem cuidados similares às águas superficiais e tem as mesmas regras de tratamento de água (p.ex. Long Term Enhanced Surface Water Treatment Rule). Isto se deve ao fato de poder haver contaminação através de corpos d'águas superficiais para as águas subterrâneas próximas, principalmente microorganismos patogênicos, o que é mais difícil de

ocorrer em águas subterrâneas em horizontes mais profundos. Em 2005, foi regulamentado que a FM alcança crédito de 1 log, dependendo de certos critérios (EPA, 2005). Significa que esta técnica de tratamento pode ainda precisar de outros tratamentos adicionais para remoção ou eliminação de patogênicos. Porém, estudos recentes tem demonstrado uma eficiência alcançando créditos de até 2 log de redução (GOLLNITZ, 2005).

SCHMIDT et al. (2003) mostraram a experiência do método FM na Alemanha. Eles utilizaram elementos traçadores tais como o ferro, manganês, dentre outros metais pesados e estes foram eliminados durante a passagem pelo solo, principalmente pelo processo de sorção. Contaminantes biológicos na água superficial tais como bactérias, vírus e protozoários, são removidos neste método por combinação de processos incluindo a adsorção pelos materiais do aquífero e inativação. Também é relatada a eficiente remoção de matéria orgânica. Cerca de 75% da água potável de Berlim é produzido por filtração em margem ou recarga artificial de corpos subterrâneos. Avaliando-se um tempo de retenção de ambas as técnicas de 5 a 100 dias.

Dillon et al. (2002) relataram o potencial deste método para a remoção de cianobactérias em aquíferos com águas salobras, no sudoeste da Austrália. As características da biodegradação e adsorção das cianobactérias no meio poroso foram quantificadas e estes resultados foram apresentados com boas respostas.

Ray et al. (2002) analisaram o problema de cargas poluidoras provenientes da agricultura, que contaminam os rios. Também foram realizadas simulações com várias combinações de condutividade hidráulica do meio poroso e do leito do rio, este último é um dos parâmetros mais difíceis de ser obtido. A recuperação dos poluentes existentes na água do rio Illionis foi total, no entanto, foi ressaltado a necessidade de um monitoramento de um maior número de substâncias.

Worch et al. (2002) apresentaram melhoramentos significativos na qualidade da água bruta, podendo remover uma percentagem substancial de matéria orgânica natural, elementos químicos orgânicos sintéticos e patogênicos. Através de testes de laboratório, incluindo biodegradação e adsorção, foi possível prever o comportamento dos compostos orgânicos e substâncias específicas durante o método de Filtração nas Margens. Mostrando a importância do acompanhamento com testes de laboratório, principalmente em casos especiais de contaminantes de indústria, agricultura, mineração, dentre outros.

Na Holanda, sistemas de FM corresponde a 7% (80 milhões de m³/ano) da água potável distribuída, através de 26 campos de poços. O primeiro sistema FM implantado foi em 1879 nas margens do rio Reno. Stuyfzand et al. (2004) avaliaram a melhora da qualidade d'água, fenômenos de colmatação e reações geoquímicas em diferentes sistemas. Sendo observado o problema de colmatação para vários sistemas implantados. Contudo, as áreas de instalação destes sistemas normalmente são de sedimentos fluviais com grande permeabilidade, o qual poderá sofrer num menor período de tempo alteração substancial da sua capacidade de produção original. Alguns sistemas chegaram a ser desativados, outros sistemas foram anteriormente ETAs com captações superficiais.

Em Nebraska, nos Estados Unidos, a USGS (United States Geological Survey) realizou um monitoramento de mais de dois anos com um amplo número de parâmetros analisados, sendo vários indicadores de qualidade d'água, bacteriológicos, isótopos e compostos fármacos. A estação de tratamento d'água capta através de poços verticais e coletores com drenos horizontais, nas margens do rio Platte. As observações mostraram a grande eficiência da técnica FM, com redução da grande maioria dos indicadores, porém ainda há alguns indicadores que precisam ser melhor estudados. Foram verificadas algumas correlações, como por exemplo: não há correlação da turbidez com os indicadores de contaminação *Cryptosporidium* ou *Giardia*; E não há correlação entre coliformes totais e fecais com *Cryptosporidium* e *Giardia*. Com relação aos compostos fármacos vários foram encontrados nas águas superficiais do rio Platte, porém apenas alguns com baixas concentrações aparecem nas águas subterrâneas. Já para compostos não-fármacos analisados apenas o ácido ethylenediaminetetra-acetic que estava com concentrações muito altas no rio também apareceu nas águas subterrâneas (USGS, 2005a; USGS, 2005b).

Weiss et al. (2005) monitoraram, durante um ano e meio, três instalações de FM nos Estados Unidos, ao longo dos rios Ohio, Missouri e Wabash. Os resultados demonstraram o grande potencial da técnica para a redução das concentrações de microorganismos relativas principalmente a fontes de esgotamento sanitário. Coliformes totais praticamente não foram encontrados nos poços, com redução de 5,5 a 6,1 log. Os patogênicos protozoários *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, que são considerados indicadores de contaminação devido a sua resistência às técnicas convencionais de desinfecção, foram detectados

ocasionalmente nas águas superficiais, mas nunca foram encontrados nos poços de produção. Porém, foi mencionado a dificuldade de acuidade na determinação destas concentrações devido as baixas concentrações e a variabilidade. A turbidez, parâmetro comum no acompanhamento das ETA's, foi observada e permaneceu com valores abaixo de 1 uT, além de manter uma uniformidade nos valores medidos mesmo com as grandes variações encontradas nas águas superficiais. O uso da FM foi considerado redutor de concentrações potencialmente cancerígenas oriundos de subprodutos da desinfecção.

Na República Tcheca há dois grandes sistemas de FM, na localidade de Kanary. O sistema de filtração em margem foi implantado a mais de 100 anos e fica nas margens do rio Jizera, com uma produção em torno de 100 L/s, suprindo 30% do abastecimento de Praga. O sistema FM Skorkov capta através de 73 poços localizados entre 150 a 280 metros do rio, tanto na margem direita quanto na esquerda. Já o sistema Sojovice se utiliza de um canal de infiltração localizado de 1000-1400 metros do rio Jizera. Avalia-se que em torno de 60% da água captada é oriunda da recarga (60% do rio e 40% de infiltração direta da precipitação) (BUZEK et al., 2006).

No Brasil, na Universidade Federal de Santa Catarina, o grupo coordenado pelo professor Maurício Sens é pioneiro nesta temática, com experimento piloto nas margens do lago do Peri, situado na parte sul da Ilha de Santa Catarina. Rabelo (2006) apresentou seu trabalho final de mestrado, com um trabalho de observação em colunas experimentais com material das margens da lagoa do Peri e uma avaliação da utilização da filtração em margem para remoção de fitoplâncton.

3. INTERAÇÃO ÁGUA SUPERFICIAL E ÁGUA SUBTERRÂNEA

Tradicionalmente, as águas superficiais e subterrâneas têm sido tratadas distintamente na maioria das pesquisas científicas. Normalmente o foco tem sido os padrões intra-sistema, devido às diferenças de acessibilidade e natureza dos corpos d'água superficial e das águas subterrâneas. Por exemplo, os rios são caracterizados por um fluxo criando forças hidráulicas turbulentas, variação de descarga, mudanças nas condições químicas, transporte unidirecional de material, transporte de fundo, e dinâmica morfológica do canal. Em contraste, as condições ambientais do ecossistema subterrâneo são mais estáveis, têm fluxo laminar, longos tempos de residência, estrutura sedimentar mais constante, e escuridão permanente (BRUNKE e CONSER, 1997).

Para o entendimento da interação complexa que há entre água subterrânea e superficial em relação aos fatores de clima, relevo, geologia, e biota, é necessária uma compreensão estruturada hidrogeoecológica (SOPHOCLEOUS, 2002). Todos estes aspectos devem ser avaliados num conjunto em sua sustentabilidade e suscetibilidade à contaminação, para um gerenciamento efetivo dos recursos hídricos.

O sistema de fluxo de água subterrânea depende dos efeitos da topografia, da piezometria, da geologia e do clima (precipitação sendo a fonte de recarga) – que no seu conjunto forma o ambiente hidrogeológico (TÓTH, 1970 apud SOPHOCLEOUS, 2002). Na natureza, ocorrem múltiplos sistemas de fluxo podendo ser divididos em três tipos distintos – local, intermediário e regional. No sistema local, há fluxo para uma área de descarga próxima, riacho ou lagoa. No sistema intermediário há os altos e baixos da topografia entre áreas de recarga e descarga. E no sistema regional, a água viaja distâncias maiores até rios, grandes lagos, ou oceano.

A interação de corpos d'água com água subterrânea é governada pela posição da água superficial com relação ao sistema de fluxo de água subterrânea, pelas características geológicas de suas margens, e pelo clima na região. A perspectiva geomorfológica também ajuda a caracterizar esta interação, se há o fluxo do corpo d'água superficial para o subsolo ou o contrário, observando-se as características de declividade da margem, sinuosidade de rio, largura e profundidade do rio, e o sistema de deposição fluvial/lagunar. O relacionamento entre os corpos

d'água superficial e a água subterrânea pode estar ocorrendo de duas formas distintas: quando há conexão direta entre os dois meios, podendo haver fluxo em direção ao manancial superficial ou em direção ao aquífero; e quando há descontinuidade entre os dois meios, podendo haver alimentação do manancial superficial para um aquífero freático raso, ou até mesmo mais profundo (USGS, 1998; SOPHOCLEUS, 2002; BOUWER, 2002). A figura 3.1 ilustra estas formas de interação. Salienta-se que estas formas de interação podem estar em constante modificação, até mesmo por variações sazonais ou interferências externas.

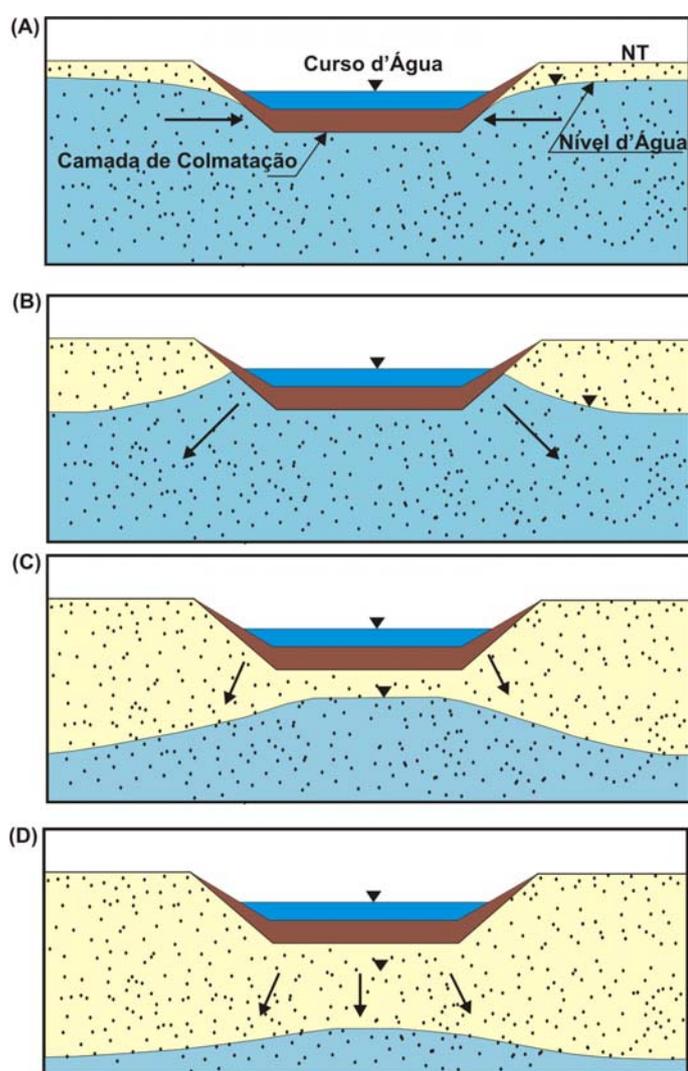


Figura 3.1 - Relação entre a interação entre água superficial e subterrânea: A) fluxo para o manancial superficial conectado; B) fluxo para o aquífero conectado; C) manancial superficial desconectado com o aquífero freático raso; D) manancial superficial desconectado com o aquífero freático profundo (adaptado de SOPHOCLEUS, 2002).

A resposta a um evento particular como a precipitação ocasiona uma alteração na interação entre água subterrânea e superficial, dependendo da magnitude do evento de precipitação, das condições de saturação do solo antes do evento, e/ou da heterogeneidade das propriedades hidráulicas do solo. Podendo ocorrer um acréscimo considerável no escoamento superficial ou subsuperficial, quando ocorrer um excedente da taxa de infiltração do solo ou o nível do lençol freático alcançar níveis bem superior ao do manancial. Mostrando que há as variações sazonais ou mesmo diurnas.

De forma geral, avalia-se que os rios podem ser distintos quanto à interação em: influente, quando a água superficial contribui para o fluxo subsuperficial; ou efluente, quando água subterrânea drena em direção ao rio.

O fluxo estimado do sistema conectado rio-aquífero é uma função da diferença entre o nível do rio e a carga do aquífero, sendo considerado que isto é controlado pela drenança através do substrato semipermeável, baseado na lei de Darcy. Simplificadamente, alguns modelos consideram o fluxo variando linearmente com a diferença de carga, porém há equações não-lineares para representar essa interação.

Mesmo com pouco detalhamento de uma investigação de campo é possível identificar a direção de fluxo subterrâneo. Um pouco mais trabalhoso é modelar a situação encontrada com as ferramentas computacionais existentes de forma a representar todas as variáveis envolvidas. Porém, tem-se conseguido muito bons resultados e em vários países têm sido desenvolvidos softwares para situações específicas com suas simplificações.

No caso da interação água subterrânea e superficial um ponto que deve haver atenção, principalmente para a modelagem, é prever o fluxo não-saturado que pode resultar em condições diferenciadas. Em alguns casos, é possível a variação entre a condição saturada e não-saturada na conexão entre o manancial e o aquífero, devido à permeabilidade da camada da interface. Um documento da Environmental Agency (2005a) trata do monitoramento in situ em alta resolução do fluxo entre aquífero e água superficial.

A permeabilidade da interface depende fundamentalmente da condutividade hidráulica dos sedimentos da interface, a qual devido a sua heterogeneidade forma muitas conexões de fluxo entre o curso d'água e o meio poroso. A colmatação, entupimento da camada de topo dos sedimentos do corpo d'água, inclui todos os

processos que levam a reduzir o volume de poros, consolidação da matriz dos sedimentos, e diminuição da permeabilidade do leito do corpo d'água (BRUNKE e CONSER, 1997).

A atividade microbiana diminui a permeabilidade na interface da interação água superficial / água subterrânea devido à formação de um biofilme (TUFENKJI et al., 2002). A retenção de partículas finas (< 2mm) no leito do rio contribui para obstrução dos sedimentos das margens do rio, ocorrendo principalmente se o rio está sob condições de baixo fluxo. Os sedimentos das margens do corpo d'água obstruídos podem aumentar a eficiência da filtração natural, porém a perda na permeabilidade pode reduzir significativamente a produtividade da zona de captação do poço.

3.1 Aspectos Hidráulicos na Filtração em Margem

A região para aplicação do método FM consiste de um sistema complexo hidrológico e geológico, com sua heterogeneidade física e geoquímica. O tamanho, uniformidade, e distribuição dos sedimentos do aquífero são dependentes do tipo e fonte da rocha original e do grau de ação fluvial ou glacial. O tamanho e a distribuição dos grãos nos sedimentos são características importantes com respeito à permeabilidade e eficiência da filtração (TUFENKJI et al., 2002). Salienta-se que a terminologia permeabilidade diz respeito à propriedade intrínseca do meio poroso de oferecer forças de resistência contra a movimentação de um fluido pelo mesmo.

O fluxo existente entre sistema aquífero / manancial superficial conectados é função da diferença entre a carga no aquífero e o nível d'água do manancial. Uma boa aproximação para a estimativa do fluxo é que este está controlado pelo mecanismo da drenança através da camada semipermeável da interface (SOPHOCLEOUS, 2002). Este mecanismo é equacionado pela lei de Darcy, onde o fluxo é função direta da condutividade hidráulica e da diferença de carga, sendo expressa pela equação: $q = K \cdot \Delta h$, onde $\Delta h = (h_a - h_r)$, (h_a é a carga no aquífero, e h_r é a carga no rio), K é a constante representando condutividade hidráulica do leito do rio, q é o fluxo entre o rio e o aquífero (sendo positivo o fluxo é em direção ao rio, sendo negativo o fluxo é em direção ao aquífero). De fato a relação entre o fluxo e o

gradiente hidráulico não é linear, e outros autores representam o cálculo do fluxo de forma exponencial.

Além da avaliação do fluxo através de informações de campo como, por exemplo, leitura de piezômetros e medida da taxa de infiltração na interface, outras técnicas de investigação têm sido usadas com relação à química da água para avaliar essa interação rio-aquífero. Uma das grandes dificuldades é a avaliação do tempo de viagem da água até o aquífero a partir da interface. Outra ferramenta útil nos estudos desta interação são os modelos computacionais, com o qual podemos modelar várias situações até o ajuste às observações de campo. Quanto mais complexas forem as condições locais existentes, mais informações são necessárias e o maior número de técnicas de investigação será necessário para uma melhor compreensão do comportamento que ocorre na interação de água superficial e subterrânea. Kalkus et al. (2006) relatam métodos de medição da interação entre estes dois meios, inclusive com avaliação do efeito de escala.

A densidade e a viscosidade da água são dependentes da temperatura, sendo assim a condutividade hidráulica (K) também varia com a temperatura. Por exemplo, o valor de K a 10°C corresponde a 0,77 vezes o da água a 20°C , e o K a 30°C corresponde a 1,25 vezes o da água a 20°C . O efeito da temperatura pode ser constatado em ensaios de condutividade hidráulica *in situ* no verão e no inverno. Obviamente, quanto maior a diferença sazonal na temperatura maior será a necessidade da consideração do seu efeito nos estudos.

A porosidade é a razão entre o volume dos vazios pelo volume total de uma determinada amostra. A porosidade não é determinada exclusivamente pelo tamanho dos grãos e distribuição dos grãos, mas também pela forma dos grãos, a rugosidade superficial e o tipo de arranjo. A condutividade hidráulica e a porosidade estão relacionadas com a quantidade de vazios no meio poroso. No caso de depósitos fluviais, estes parâmetros variam inversamente com o tamanho dos grãos. A porosidade aumenta com a diminuição do tamanho dos grãos, enquanto a condutividade hidráulica diminui. A redução na porosidade e condutividade hidráulica devido à entrada de sedimentos finos no meio poroso depende mais do tamanho das partículas do que da situação hidráulica (BRUNKE e CONSER, 1997). Então, o leito de um rio atua como um filtro mecânico e dependendo das características do fluxo e carga de partículas, sua composição e propriedades hidráulicas devem mudar, e progressivamente reduzir seus vazios causando diminuição na drenança.

O acréscimo na concentração de poluentes (matéria orgânica biodegradável) nas águas superficiais ocasiona um decréscimo na concentração de oxigênio. Em consequência, pelo aumento da carga orgânica ocorre uma mudança na situação redox no aquífero adjacente: de uma condição aeróbica para uma anóxica, além do efeito negativo da matéria orgânica intensificar a impermeabilização do leito do rio, reduzindo a produção do poço (SCHUBERT, 2002).

A interação entre o corpo d'água e o aquífero está atrelada a variação do nível desse corpo d'água. Tendo o rio ou lago uma variação rápida, o lençol freático apresenta uma resposta mais gradativa. O comportamento dinâmico do nível do rio influencia tanto a questão da impermeabilização do leito do rio, como a variação na qualidade da água no rio. Havendo no caso de lago uma dinâmica diferente, porém uma resposta similar. Essa observação salienta a importância de um monitoramento por um longo período de tempo.

Rios e lagos têm características diferentes relativas ao fluxo. Enquanto o lago tem um fluxo mais lento, havendo certa deposição de partículas, mantendo condições de base mais uniformes; ao longo do rio há três regiões distintas, o trecho inicial na parte superior onde predomina a erosão, a parte média com transporte de material e a parte inferior com deposição. Até certo limite, a formação da camada do leito com matéria orgânica e partículas finas beneficia o processo de filtração em margem, como já visto.

Para analisar as condições de sedimentação é importante observar a velocidade de fluxo no manancial, o tamanho dos grãos do leito e a capacidade de transporte de carga do leito, o qual ajuda no mecanismo de auto-limpeza em áreas que sofrem a impermeabilização. Um exemplo é o apresentado por Schubert (2002) sobre a situação da região do baixo rio Reno. A impermeabilização de parte do leito do rio durante a operação dos poços da filtração em margem é inevitável (RIESEN, 1975 apud SCHUBERT, 2002). Quando não houver um evento natural que faça a limpeza desta camada, pode-se recorrer a uma remoção mecanizada.

3.2 Recarga Artificial de Água Subterrânea

Recarga de água subterrânea é uma das fases do ciclo hidrológico, quando temos a passagem das águas superficiais caminhando para o subsolo através do

processo de infiltração. Esta recarga pode ocorrer de forma natural; casual, onde os processos de atenuação ocorrem naturalmente; e através de indução. Pesquisadores desenvolveram projetos para realizar o trabalho feito pela natureza, criando condições propícias para acelerar a recarga subterrânea, de forma artificial, considerando que há vários benefícios envolvidos (Figura 3.2). Normalmente as fontes hídricas subterrâneas são de melhor qualidade quando comparado às águas superficiais, devido aos efeitos depuradores do solo no processo de percolação da água pelo meio poroso, além do fato que as fontes hídricas superficiais são mais vulneráveis às fontes poluidoras.

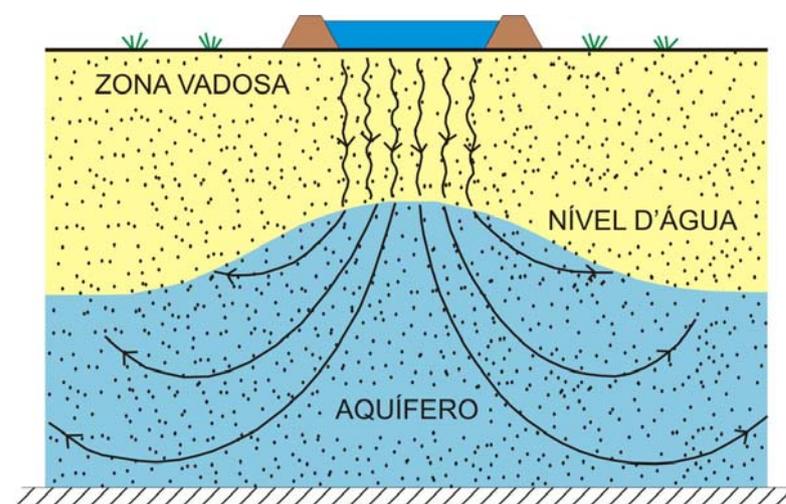


Figura 3.2 - Seção de um sistema de recarga de água subterrânea típica, com reservatório de infiltração (adaptado de BOUWER, 2002).

Não é fácil quantificar a recarga de água natural, principalmente quando se analisa as regiões urbanizadas, pois vários fatores interferem tanto positivamente quanto negativamente. Há várias formas de contribuição para a recarga de fontes subterrâneas que não só a tradicional percolação vertical. Alguns pesquisadores já consideram que a recarga subterrânea em áreas urbanas pode ser bem superior em relação às recargas naturais em regiões rurais (LERNER, 2002). O efeito direto da urbanização recai na diminuição de áreas de recarga direta; porém no meio urbano existem outras fontes de alimentação subterrânea como, por exemplo, perdas d'água em sistemas de abastecimentos e infiltração de efluentes de esgoto sanitário. Já para os projetos de sistema de recarga artificial há condições favoráveis para o controle dos volumes recarregados. Os trabalhos de Vries e Simmers (2002) e

Lerner (2002) apresentam aspectos dos processos envolvidos e que interferem na recarga natural de água subterrânea, assim como formas de quantificá-la. Outro problema comum com relação à recarga natural de água subterrânea ocorre em áreas de produção agrícola, em que resíduos dos agrotóxicos utilizados são carregados conjuntamente com as águas que percolam para o subsolo. As atividades agrícolas afetam direta ou indiretamente as concentrações de grande número de compostos químicos inorgânicos nas águas subterrâneas, tal como o nitrato, sendo este um dos compostos estudados para avaliar o processo de contaminação, através da avaliação do ciclo do nitrogênio (BÖHLKE, 2002).

Alguns objetivos para a recarga artificial de água subterrânea podem ser listados, como: redução da intrusão marinha; redução dos efeitos da subsidência; armazenamento de água; melhora da qualidade da água através do tratamento aquífero-solo ou geopurificação; uso de aquífero como sistemas de transporte de água; e o próprio uso de água subterrânea como fonte de água para beber em preferência às águas superficiais (BOUWER, 2002). Os sistemas de recarga de água subterrânea são projetados com o uso de lagoas ou reservatórios de infiltração; trincheiras de recarga; ou mesmo o uso de poços, podendo ser de injeção ou bombeamento. Quando a indução da recarga de água for por poços de bombeamento próximos aos mananciais superficiais, este processo é o denominado 'filtração em margem', tema abordado nesta pesquisa.

Atualmente a recarga artificial é um tema abordado por vários pesquisadores, pois com as dificuldades oriundas do crescimento populacional associado a problemática de falta de água de qualidade, cada vez mais se buscará alternativas para armazenamento de água que garantam as gerações futuras. Dentro destas perspectivas, o uso da recarga artificial traz grandes benefícios, em detrimento ao uso tradicional dos reservatórios superficiais de acumulação d'água, que tem a desvantagem de perdas excessivas de água por evaporação; acumulação de sedimentos; potencialidade de falhas estruturais das barragens; potencialidade de se tornar fonte de doenças de origem hídrica; vulnerabilidade a contaminação; alteração de sistemas ecológicos; custos elevados de implantação; e efeitos sócio-culturais acarretados com a construção de uma barragem.

Um dos sistemas de recarga artificial é a *infiltração superficial*, que pode ser subdividida em sistemas no canal ("in-channel") ou fora do canal ("off-channel"). Funciona como um represamento de um volume d'água sobre um solo de boa

permeabilidade, favorecendo o processo de infiltração. Este sistema requer um solo superficial com alta taxa de infiltração, minimizando a área superficial necessária. O sistema 'in-channel' consiste de um represamento de um curso d'água, com o qual tem um aumento da carga d'água e o aumento da superfície inundada. Já no sistema 'off-channel' constroem-se bacias ou lagoas de infiltração, ou se usam tubulações perfuradas sobre uma área propícia à recarga. Considera-se para estes sistemas que a água tenha qualidade necessária para evitar a colmatação, por deposição e acúmulo de sólidos suspensos (sedimentos, algas, e lodo); por formação de biofilmes e biomassa; por precipitação de carbonato de cálcio ou outros sais.

Um outro tipo de recarga artificial é a denominada *infiltração na zona vadosa*, diretamente na zona não-saturada, através do uso de trincheiras ou valas de infiltração, e poços (Figura 3.3). A vala de infiltração é construída com largura aproximada de 1 metro e profundidade dependendo do local, podendo ser superior a 5 metros, sendo esta preenchida com pedregulho e areia grossa, e com uma tubulação horizontal e perfurada na superfície da trincheira para a alimentação da água a ser recarregada. Já as perfurações dos poços em geral são construídas com diâmetro de aproximadamente 1 metro e com profundidade alcançando até os 60 metros dependendo da profundidade da zona vadosa. O projeto de recarga inclui uma tubulação central perfurada para alimentação do sistema, e seu espaço anelar será preenchido com pedregulho e areia grossa. Este sistema possui a vantagem de ser relativamente barato em relação aos demais, porém tem uma maior dificuldade para tratar os efeitos da colmatação. A água para recarga deve passar por um pré-tratamento, removendo os sólidos suspensos (BOUWER, 2002).

O uso de infiltração através de *poço profundo* é mais um sistema possível de recarga de água subterrânea. Os poços tradicionais de exploração de águas subterrâneas são utilizados quando não há área nem solo permeável disponível, nem possibilidade de projetar a infiltração na zona vadosa, e quando o aquífero é profundo e/ou confinado. Nos Estados Unidos, a água usada para injetar nos poços é normalmente tratada com padrões de água potável, por dois motivos: minimizar colmatações na interface poço-aquífero; e para proteger a qualidade da água no aquífero, principalmente se há poços de bombeamento na região do aquífero para uso de abastecimento. Na Austrália, a água proveniente de escoamento superficial e de efluentes de esgoto municipal tratado é injetada em aquífero de água salobra,

com a finalidade de produzir água para uso na irrigação. Estas operações de armazenamento e recuperação têm sido usadas com sucesso no Sul da Austrália desde meados de 2003. Uma das vantagens dos poços profundos é a possibilidade do uso de técnicas de redesenvolvimento ou reabilitação dos poços, a fim de tratar os efeitos da colmatação (BOUWER, 2002).

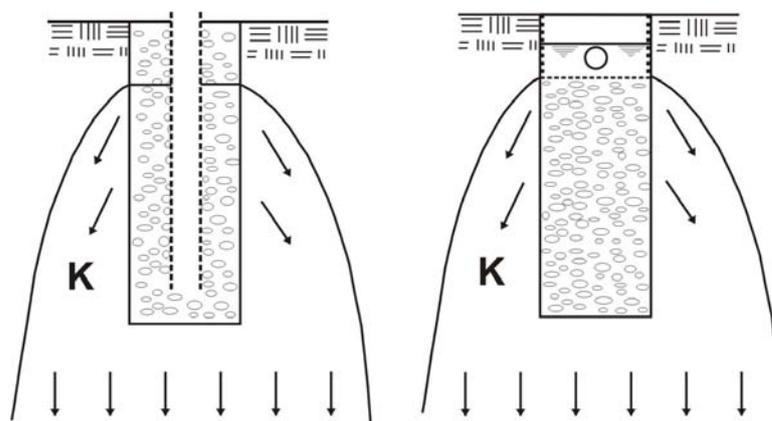


Figura 3.3 - Recarga artificial por infiltração na zona vadosa, à esquerda através de poço, e à direita através de vala de infiltração (adaptado de BOUWER, 2002).

Quando possível, tem-se dado preferência os projetos de infiltração superficial, pois estes propiciam facilidades no controle da colmatação e um melhor tratamento solo-aquífero, principalmente se há a necessidade de um melhoramento da água para uso posterior. Dependendo das condições locais, podem-se projetar sistemas combinando estes apresentados. Quando houver intercalações de camadas confinantes ou semi-confinantes, pode-se construir um sistema combinado onde a parte superior funcionará como um sistema drenante, e a parte inferior como zona de infiltração e recarga do aquífero (Figura 3.4).

Uma técnica mais recente e bastante explorada nos Estados Unidos é a denominada *Armazenamento e Recuperação de Aquífero* (Aquifer Storage and Recovery - ASR). Este método utiliza poços que recarregam o aquífero no período chuvoso, com água disponível e demandas menores; e os mesmos poços são utilizados para bombear no período sem chuvas, quando há escassez de água e alta demanda. Poços típicos de ASR injetam água com níveis de cloro residual, quando o tempo de armazenamento da água é curto. Comumente, a água bombeada necessita apenas de cloração. Este sistema também vem sendo utilizado na Europa,

Austrália e em países que têm grandes variações sazonais na disponibilidade de água superficial.

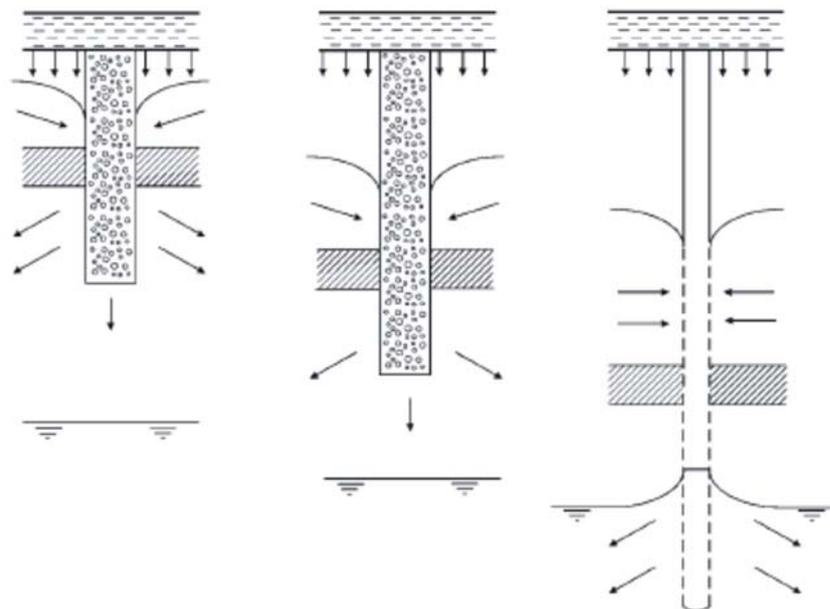


Figura 3.4 - Sistema de recarga de água subterrânea, quando houver camadas isolantes. À esquerda, trincheira; no centro poço na zona vadosa; à direita, poço profundo (BOUWER, 2002).

A idéia da recarga artificial está associada ao planejamento de reuso da água, garantindo reservas estratégicas de volumes consideráveis de água para usufruto posterior. A recarga na superfície traz o benefício do tratamento da água ocorrido em subsolo pelos processos biogeoquímicos, denominado tratamento solo-aquífero (soil-aquifer-treatment - SAT), ou em alguns casos, a melhoria da água das reservas subterrâneas de menor qualidade, principalmente pelo efeito da mistura.

O uso da recarga artificial como forma de tratamento da água pode ser verificado em vários trabalhos. Mansell e Drewes (2004) analisaram o uso do SAT para tratamento de resíduos de hormônios esteróides, e obtiveram grande redução dos mesmos. A atenuação dos compostos foi devida, principalmente, a adsorção ao meio poroso e bioatividade existente. Ying et al. (2004) apresentam efeitos da biodegradação durante sistemas de ASR com injeção de água residuária, na Austrália. Greskowiak (2006) apresenta outros exemplos de aplicações de recarga artificial nas suas diversas formas, inclusive a Filtração em Margem.

3.3 Zona Hiporreica

O termo zona hiporreica (tradução do termo inglês hyporheic) foi utilizado pela primeira vez por Orghidan, em 1959, sendo identificado como uma zona distinta. Mais recentemente, White, propôs uma definição conceitual de que a zona hiporreica (Figura 3.5) é a zona de interstícios saturados no leito e abaixo do leito do curso d'água, alcançando as margens que contém alguma proporção de água de origem superficial, ou que tenha sido alterada por infiltração das águas superficiais (BRUNKE e CONSER, 1997). Vários hidrogeólogos e ecologistas propuseram as seguintes zonas: zona de mistura de água superficial e subterrânea; zona abaixo e adjacente ao curso d'água onde a água do canal aberto muda com a água dos interstícios dos sedimentos do leito; zona ao redor do curso d'água onde existe uma fauna viva característica da zona hiporreica. No entanto, sua delimitação não é tão clara quanto às várias definições propostas, podendo variar em espessura de poucos centímetros a alguns metros.

As características da zona hiporreica variam espacialmente e temporalmente, assim como de sistema para sistema. Limites exatos são difíceis de designar e a construção de conceitos estáticos são inadequados para representar os processos ecológicos. Ambos os ecossistemas, subterrâneo e fluvial, fazem parte da zona hiporreica, onde as mudanças na matéria orgânica, nutrientes e a água ocorrem como resultados dos gradientes hidráulicos e químicos, topografia e litologia dos sedimentos (ENVIRONMENTAL AGENCY, 2005b).

Os gradientes físico-químicos da interface resultam de vários processos: padrão do fluxo hiporreico e diferentes propriedades das águas subterrâneas e superficiais; retenção, causado pelo efeito de filtração e sorção litológica, assim como o armazenamento transiente de solutos devido às baixas velocidades de fluxo; e transformações biogeoquímicas em conjunto com o tempo de residência. Cada parâmetro físico-químico pode desenvolver sua própria dinâmica vertical e lateral na zona hiporreica devido às mudanças geomorfológicas. Por suas características particulares, a comunidade científica tem voltado bastante atenção para a zona hiporreica devido sua capacidade de atenuação de poluentes (ENVIRONMENTAL AGENCY, 2005b). Vários estudos buscam investigar os sedimentos da zona hiporreica, tentando avaliar o potencial existente associado a sua composição mineralógica.

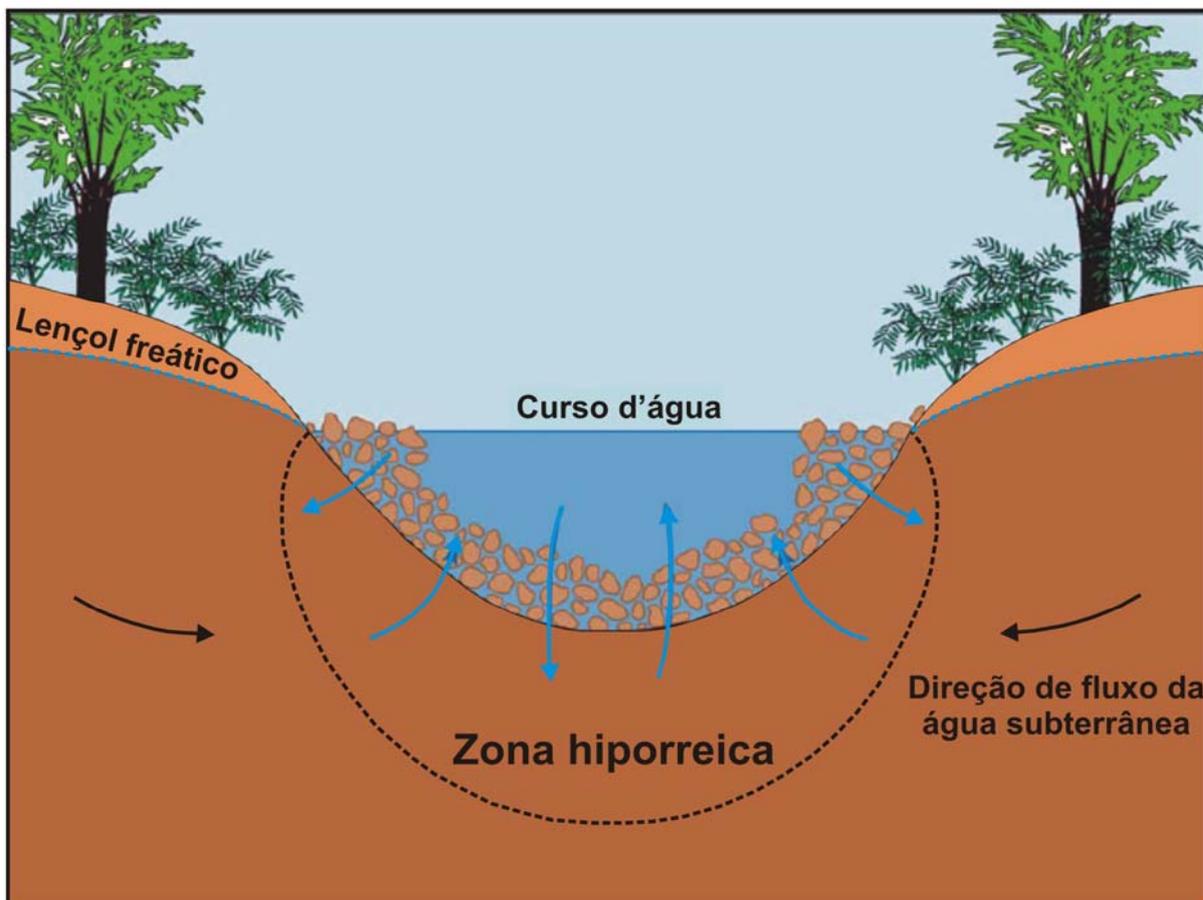


Figura 3.5 - Zona hiporreica (adaptado de ENVIRONMENT AGENCY, 2005b).

Substâncias químicas estão sujeitas às variações nos processos físicos, químicos e biológicos que frequentemente atuam para redução da massa e concentração. Dentro do meio ambiente subterrâneo, os processos que atuam para degradar poluentes ou retardar seu movimento através do meio poroso estão conjuntamente considerados como processo de atenuação natural. Processos não destrutivos, tais como a sorção, dispersão hidrodinâmica e volatilização, atuam para reduzir a concentração de um poluente, mas não para reduzir a massa total da substância presente. Os processos de biodegradação são normalmente mais importantes para os poluentes orgânicos, já a sorção é mais importante para retardo de metais e outras substâncias não degradáveis. Os efeitos biológicos existentes estão atrelados à particularidade do meio ambiente na zona hiporreica, onde não há luz, com uma fauna característica de microorganismos que atuam na biodegradação. Fauna esta constituída de bactérias, fungos, protozoários e invertebrados (ENVIRONMENTAL AGENCY, 2005b).

A zona hiporreica pode atuar como uma fonte de matéria orgânica dissolvida, dependendo do volume e direção do fluxo, concentrações de carbono orgânico e atividade biótica. O armazenamento das partículas de matéria orgânica é influenciado principalmente pela distribuição do tamanho dos grãos e pela importação ou exportação de matéria sobre o leito do rio, dependendo da estação. Interstícios da zona hiporreica têm função significativa para as zonas ribeirinhas e freáticas, pois este atua como um refúgio contra condições adversas.

A integridade ecológica dos sistemas fluviais e subterrâneos é frequentemente prejudicado pelas atividades humanas: redução da condutividade hidráulica na zona hiporreica, e contaminação orgânica e tóxica.

O fluxo existente na zona hiporreica, correspondente a zona de interface entre água superficial e subterrânea, pode ser descrita pela lei de Darcy, como apresentado por Sophocleus (2002). Sendo a condutância a componente que representa a capacidade de fluxo na zona hiporreica, e este parâmetro pode sofrer variações tanto espacial como temporal, devido ao efeito de colmatação que esta zona pode sofrer.

3.4 Zona Ripária

Cursos d'água não são apenas pontos terminais de fluxo de água subterrânea e início de sistema de águas superficiais, mas também, componentes críticos da ecologia ripária (WOESSNER, 2000). Neste sistema dinâmico, a zona ripária, seu desenvolvimento e modificação frequentemente reflete a evolução dos eventos hidrológicos. A planície fluvial é de fato um ponto de complexidade na interação entre o curso d'água e o sistema subterrâneo, assim como a zona hiporreica. As margens de um rio influenciam diretamente no processo de interação com o meio subterrâneo, respondendo às variações que ocorrem no meio superficial. Algumas espécies de vegetação existentes na zona ripária se adaptam a flutuações do nível do lençol freático e são sensíveis às mudanças no regime hidrogeológico (LAMBS, 2004). O ecossistema existente, no qual a zona ripária, o manancial superficial e subterrâneo fazem parte, é importante para a manutenção da biodiversidade local.

Projetos de filtração em margem devem estar associados ao gerenciamento, manutenção e proteção de zonas ripárias. Vidon e Dosskey (2008) relatam a

importância da zona ripária na mitigação de impactos da agricultura na qualidade da água nos cursos d'água por ação de fontes de nitrato. O documento da Environmental Agency (2005c) trata do problema de poluição do nitrato, inclusive os processos de atenuação no meio ambiente subsuperficial. A própria zona ripária com seu meio ambiente próprio pode servir de proteção a contaminação oriunda do escoamento superficial.

3.5 Modelagem Numérica da Filtração em Margem

Um modelo computacional é a representação matemática de uma situação real do meio ambiente, de forma geral com simplificações. Pode ter como objetivo previsão ou interpretação, por exemplo, avaliar se teremos água suficiente ou avaliar se a qualidade da água estará satisfatória. Os modelos mais comuns aplicados a hidrogeologia podem ser divididos em modelos de fluxo e modelos de transporte de massa (existem outros tipos como transporte de calor, tensão e deformação, mas fogem ao objetivo deste estudo). Os modelos de fluxo são utilizados em simulações do escoamento da água levando em conta os fluxos naturais dos aquíferos, suas recargas e os bombeamentos a que estão submetidos (CABRAL e DEMÉTRIO, 2000). Os modelos de transporte na água subterrânea vêm sendo muito utilizados para propagação de poluentes, análise de opções de remediação e previsão de cenários de risco do transporte de contaminantes.

O objetivo deve ser bem claro, saber o que se quer modelar e o que se deseja obter do modelo. O modelo conceitual é a montagem de todas as informações, como: mapas; definição da geometria; tipo de matriz rochosa; se o modelo será 2D ou 3D; o regime de fluxo; as propriedades do fluido e do solo; as condições iniciais; as condições de contorno; as fontes e sumidouros do sistema; dentre outros. O modelo matemático consiste da definição da geometria, da equação que expressa o balanço, das equações de fluxo, das equações constitutivas que definem o comportamento dos fluidos e sólidos, das equações que expressam as condições iniciais, e das equações que definem as condições de contorno. A escolha do pacote computacional varia caso a caso, depende da disponibilidade dos softwares e se podem resolver o modelo conceitual e matemático proposto. Atualmente, já existem

diversos programas com características diferentes, inclusive softwares que ajudam o modelador com interfaces gráficas simples, agilizando o processo (PAIVA, 2004).

Existem vários métodos numéricos para resolver as equações diferenciais parciais governantes do problema: Método das Diferenças Finitas (MDF), Método dos Elementos Finitos (MEF), Método de Elemento de Contorno (MEC), Método das Características, Modelos de Caminhamento Aleatório, Método de Diferenças Finitas Integradas, Método dos Volumes Finitos, Método dos Elementos Analíticos, são alguns deles (BEAR, 1979; STRACK, 1989; ANDERSON e WOESSNER, 1992; HAITJEMA, 1995; CPRM, 2008). Os mais conhecidos e mais usuais são os MDF e MEF. Vários profissionais estudam estes métodos para aprimorá-los e para que possam resolver situações cada vez mais complexas. O importante para quem vai utilizar os programas é conhecer cada método e utilizá-lo adequadamente. Com a capacidade dos computadores atuais, podem ser utilizados os métodos mais robustos sem dificuldades, podendo criar modelos cada vez mais próximos da realidade. Os programas computacionais resolvem bem as equações, no entanto, é necessário conhecer bem o modelo para evitar erros devido à utilização inadequada.

A modelagem das condições e processos envolvidos na Filtração em Margem pode ser dividido em algumas etapas. Primeiramente, uma modelagem de fluxo para um entendimento do sistema macro, e para isto há inúmeros programas que permitem modelar a interação água superficial / água subterrânea. Um dos códigos computacionais mais conhecidos é o MODFLOW, desenvolvido pela United States Geological Survey (USGS), o qual resolve as equações de fluxo subterrâneo. Versões mais recentes já possuem módulos acoplados que permitem simular situações específicas, como por exemplo, o pacote 'Rio', com o qual se pode simular a interação do rio com o aquífero considerando o efeito da drenança vertical através do material do leito do rio. Uma outra etapa seria uma modelagem intermediária, utilizando os modelos de transporte de massa, avaliando alguns processos a mais que existem no problema. E por último, a utilização de ferramentas computacionais para simular a remoção de alguns compostos específicos durante a passagem pelo meio filtrante.

Barlow e Moench, em 1998, apresentaram soluções analíticas para equação de fluxo subterrâneo derivados para dez casos e interação hidráulica entre um curso d'água e aquíferos freáticos, confinados ou semiconfinados. Todos os tipos de aquíferos permitem margens semipermeáveis uniformes ou não. Estas soluções

podem ser úteis para o entendimento dos processos de fluxo de base, para determinar as propriedades hidráulicas do aquífero, e prever respostas do aquífero a mudanças do nível d'água superficial (USGS, 1998).

Schoen (2006) utilizou o software Visual Modflow, que possui o código computacional MODFLOW integrado, para simular três áreas de filtração em margem, no rio Ganges na Índia, nos rios Enns e Danúbio na Áustria. Também foi utilizado no mesmo software o modelo MT3DMS para simulação do tempo de residência. Os resultados obtidos satisfizeram os objetivos propostos, até mesmo a comparação entre as três áreas.

Em 2004, a USGS apresentou um novo pacote para simulação específica da interação aquífero e cursos d'água (pacote Streamflow-Routing – SRF1), escrito para o uso com o modelo de fluxo de água subterrânea MODFLOW-2000. Este pacote calcula o fluxo através do leito do curso d'água tomando como base a profundidade do nível d'água superficial calculado no meio do trecho avaliado. A concentração de soluto é calculado com o uso do processo MODFLOW-GWT (Ground-Water Transport - transporte de água em superfície) conjuntamente com o SRF1. Porém, este pacote não é recomendado para modelagem de mudanças transientes da água entre o aquífero e o curso d'água.

Outras pesquisas recentes propõem o uso de aplicações com redes neurais para simular a eficiência de sistemas de Filtração em Margem. Sahoo et al. (2005) ajustou um modelo de rede neural com coeficiente de correlação acima de 0,99 para alguns parâmetros de qualidade de água, como temperatura, turbidez, bactéria heterotrófica, e remoção de coliformes.

4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização

A área estudada está situada na Região Metropolitana de Recife (RMR), na divisa entre Olinda e Recife, limitada pelas coordenadas UTM 9115500m a 9116000m Norte e 289500m a 290000m Leste, MC -33° datum SAD69 (Figura 4.1). A RMR possui economia basicamente urbana, apresentando grandes problemas sociais e dificuldades que entravam o aproveitamento do potencial existente para o seu desenvolvimento, incluindo problemas relacionados com recursos hídricos (PERNAMBUCO - SECTMA, 1998), estas dificuldades vêm sendo enfrentadas, mas ainda existem muitos problemas sociais e ambientais. A Estação Elevatória de Caixa d'Água (EE Caixa d'Água), local da pesquisa, está situada no bairro de Caixa d'Água - Olinda, sendo o rio Beberibe o limite entre os municípios de Olinda e Recife neste trecho da RMR.



Figura 4.1 - Localização da área de estudo (em vermelho).

A área de estudo está inserida totalmente na bacia hidrográfica do rio Beberibe, e pertencente ao primeiro grupo de Bacias Hidrográficas Litorâneas (GL-1) do Estado de Pernambuco. A porção norte do citado grupo encontra-se inserida na microrregião da Mata Setentrional Pernambucana, abrangendo, ainda, toda a microrregião de Itamaracá e parte da microrregião do Recife.

A bacia do Beberibe encontra-se totalmente inserida na RMR, envolvendo parte dos municípios de Recife (54Km²), Olinda (14Km²) e Camaragibe (7,45Km²). Em valores percentuais, esses municípios envolvem 64,51% (Recife), 21,29% (Olinda) e 14,19% (Camaragibe) (CAMPOS, 2003).

4.2 Clima

Os dados climáticos aqui utilizados foram obtidos da Estação Meteorológica do Recife (Curado), referentes às seguintes variáveis: precipitação pluviométrica, evaporação, temperatura, umidade relativa e insolação, com uma série histórica de 30 anos, para o período de 1961 a 1990 (INMET/3ºDISME, 2003), conforme a tabela 4.1.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da área é do tipo As', quente e úmido, com chuvas de outono e inverno (CAMPOS, 2003), e está situada na zona fisiográfica do litoral - Mata Atlântica. A precipitação pluviométrica mostra-se abundante em relação à região do Nordeste brasileiro, com média de 2.450,7 mm/ano, apresentando um período mais chuvoso que vai de março a agosto (seis meses), com valor máximo em julho (389,7mm) e um período mais seco, de setembro a fevereiro (seis meses) com o valor mínimo em novembro (45,2mm) e o valor médio mensal de 204,2mm.

A ocorrência da penetração de frentes frias provenientes de regiões subantárticas adentrando o Brasil, ou instabilidades causadas pelo avanço desses sistemas, são os principais mecanismos da produção de chuvas no Nordeste brasileiro (CAMPOS, 2003). No Litoral, na Zona da Mata e na porção leste do Agreste, estes sistemas influenciam as precipitações nos meses de maio a agosto, como pode ser observado no histórico (Figura 4.2a).

A evaporação total alcança valores de 1.323,4mm, superando a precipitação pluviométrica entre os meses de outubro e fevereiro (Figura 4.2a). No entanto, a média anual da pluviometria supera a da evaporação em 1.127,3mm. O valor máximo da evaporação é observado em fevereiro (153,3mm), para uma média anual de 110,3mm.

Valores da evapotranspiração real anual foram calculados por Batista (1984) e Costa et al. (2002), obtendo-se valores respectivos da ordem de 950,0mm a 1.460,0mm. O método utilizado em ambos os casos foi o de Turc, no qual a evapotranspiração real anual é função da precipitação média e da temperatura média anuais. Mesmo considerando o valor mais recente, que levou em consideração um maior número de dados, há um excedente anual da precipitação pluviométrica em relação a evapotranspiração real em torno de 990,0mm.

A temperatura média anual é de 25,5°C, com valor máximo médio mensal de 26,6°C nos meses de janeiro e fevereiro, e média mínima mensal de 23,9°C no mês de julho. A amplitude térmica média anual é de apenas 2,7°C, tornando o clima da região agradável durante todo o ano, com o período mais frio iniciando-se no mês de junho e alcançando o valor mais baixo em julho (23,9°C). O período mais quente inicia-se em setembro, alcançando o auge nos meses de janeiro e fevereiro (Figura 4.2b).

Tabela 4.1 - Médias mensais da normal climatológica no período 1961 a 1990, na Estação do Recife (Curado).

Meses	Precipitação (mm)	Evaporação (mm)	Temperatura (°C)	Umidade Relativa (%)	Insolação (horas)
JAN	102,8	135,4	26,6	75	242,6
FEV	145,0	153,3	26,6	77	210,4
MAR	262,1	97,0	26,4	80	208,3
ABR	325,7	76,6	26,0	84	183,4
MAI	331,8	70,2	25,2	85	187,5
JUN	388,9	73,0	24,5	86	168,6
JUL	389,7	77,7	23,9	85	165,4
AGO	205,8	99,2	24,0	82	206,9
SET	123,6	114,5	24,6	79	217,2
OUT	62,6	141,2	25,5	76	253,9
NOV	45,2	140,1	26,1	74	260,9
DEZ	67,5	145,3	26,4	75	251,3
MÉDIA MENSAL	204,2	110,3	25,5	79,8	213,0
TOTAL ANUAL	2.450,7	1.323,4	-	-	2.556,4

Fonte: INMET/3º DISME, 2003.

A umidade relativa do ar atinge um valor médio mensal de 79,8%. Este alto valor reflete a proximidade da região com o oceano, recebendo as massas de ar úmido ali geradas e trazidas para a região costeira do continente.

A insolação total média anual é de 2.556,4 horas, com máxima mensal de 260,9 horas em novembro e mínima de 165,4 horas em julho. Esta elevada taxa reflete a proximidade da região em relação à zona equatorial, onde a incidência da luz solar é mais intensa (Figura 4.2c).

A figura 4.2c mostra uma forte correlação inversa da insolação com a precipitação, os valores mais baixos coincidindo com o período mais chuvoso e vice-versa. Quando se compara a insolação com a evaporação e com a temperatura, observa-se também uma correlação em que para os meses de insolação maior, a temperatura e a evaporação também aumentam.

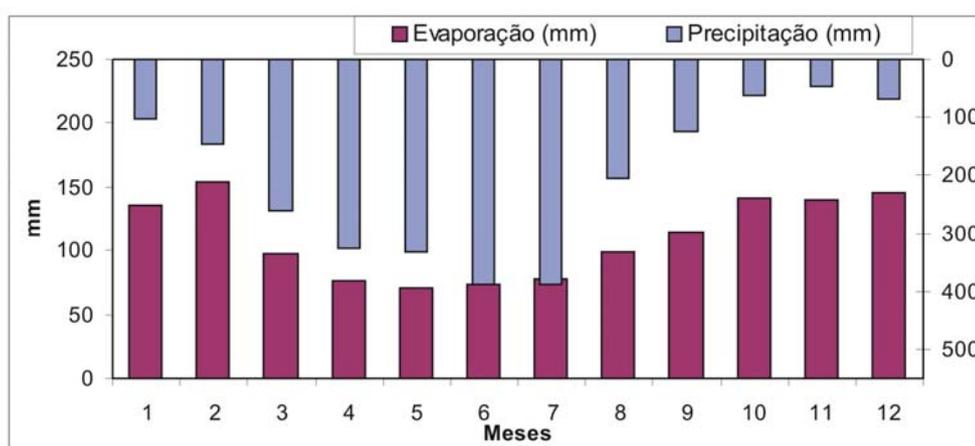


Figura 4.2a - Médias mensais de precipitação e de evaporação na Estação de Recife (INMET/3ªDISME).

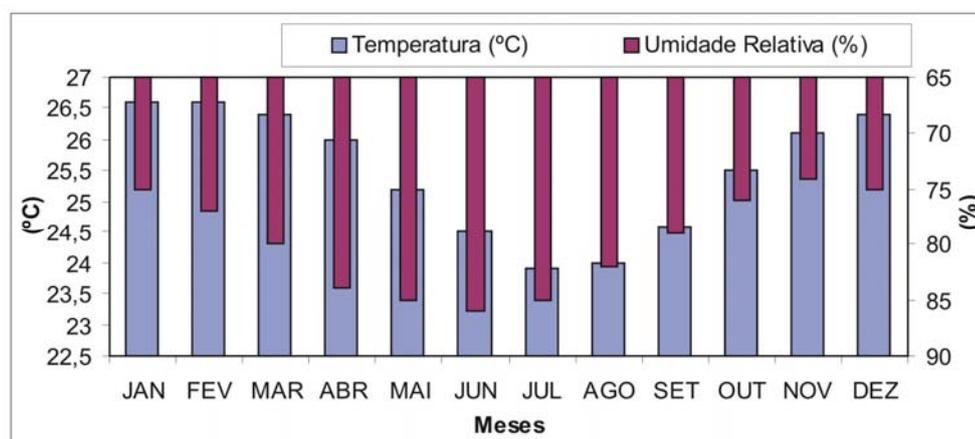


Figura 4.2b - Médias mensais de temperatura e umidade relativa na Estação de Recife (INMET/3ªDISME).

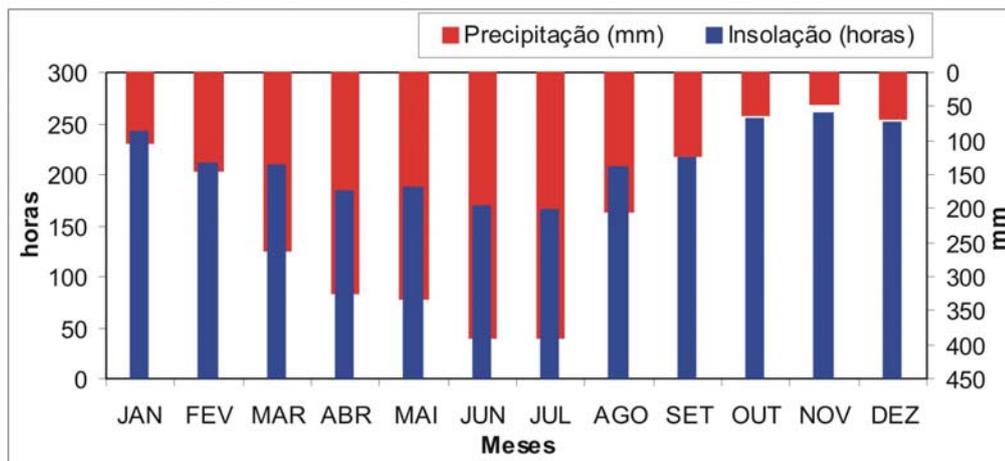


Figura 4.2c - Médias mensais de insolação e precipitação na Estação de Recife (INMET/3ªDISME).

4.3 Relevo

A região central da cidade do Recife, incluindo também uma faixa a sudeste e a leste de Olinda, é composta por uma planície com cotas variando de 1,0m a 10,0m acima do nível do mar, denominada planície costeira, tendo sua cota média entre 3,0 e 4,0 metros e inclinação suave para leste (CAMPOS, 2003), semicircundada por uma linha de morros, com cotas de até 100m gerando a feição de anfiteatro, denominada tabuleiro costeiro. Esses morros representam paleo-falésias que registram processos de transgressão e regressão marinhas a que foi submetida essa região em épocas passadas, com predomínio de sedimentos argilo-arenosos (FARIAS, 2003; PERNAMBUCO - SECTMA, 2006). Essas colinas são constituídas pelas rochas terció-quaternárias do Grupo Barreiras, enquanto a planície é recoberta pelos sedimentos quaternários, definindo o cenário geomorfológico da planície.

4.4 Cobertura Vegetal

Com relação à cobertura vegetal, a bacia do Beberibe apresenta duas porções bem distintas: a região à montante da BR-101, onde predominam as culturas em chácaras, sítios e granjas, encontrando-se ali resquícios da mata exuberante que constituía a vegetação original desta região; e a porção à jusante da

BR-101, onde o processo de ocupação urbana tornou rarefeita a vegetação (CAMPOS, 2003).

A vegetação litorânea de mangue é encontrada em áreas restritas do litoral, isto é, reentrâncias da costa, contornos de baías, estuários calmos de rios e outras regiões de águas pouco movimentadas, onde predomina o litoral lodoso.

Na vizinhança Norte e Leste do local de estudo, a área apresenta-se densamente urbanizada, sendo quase sua totalidade ocupada por edificações e ruas pavimentadas, com exceção da superfície formada pelos cursos de água e pequenas áreas verdes representadas por alguns parques e praças. Este nível de ocupação, de forma geral para a RMR, gera impermeabilização do solo, ocasionando índices altos de escoamento superficial e, como consequência, baixas taxas de infiltração das águas de chuvas. Porém, na direção Norte e Oeste há duas reservas ecológicas próximas a área de estudo: Mata de Passarinho, com 13,36 ha, e Mata de Dois Unidos, com 37,32ha. Ambas são de domínio público/privado. Além disso, existem outros terrenos de grandes grupos econômicos, de modo que na redondeza da Estação Elevatória de Caixa d'Água há bastante área verde, incluindo os morros e as reservas ecológicas, que contribuem para uma boa recarga dos aquíferos da região.

4.5 Hidrografia

A Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe (Figura 4.3) localiza-se entre as latitudes 7° 30' e 8° 05' sul e longitude 34° 45' e 35° 10' oeste, faz parte das pequenas bacias litorâneas (GL1) e acha-se totalmente situada na Região Metropolitana do Recife, em grande parte no município de Olinda e Recife, onde o rio tem causado sérios prejuízos nos períodos de cheia, face às construções indiscriminadas nas proximidades do seu leito. O rio Beberibe tem orientação predominante no sentido oeste-leste, mostrando uma deflexão para o sul e desaguando diretamente no Oceano (PERNAMBUCO - SEPLAN, 1997; PERNAMBUCO - SECTMA, 2006), numa região estuarina compartilhada com o rio Capibaribe.

Do ponto de vista hídrico, a bacia do rio Beberibe pode ser dividida em três compartimentos: o alto Beberibe, das nascentes até próximo a BR-101; o médio

Beberibe, a partir da BR-101 até o seu encontro com o rio Morno; e o baixo Beberibe, a partir da confluência com o Morno até a foz conjunta com o Capibaribe. O principal critério para o dimensionamento desses compartimentos foi o da diversidade de relevo, com diminuição das cotas altimétricas para leste (CAMPOS, 2003).

A bacia do Beberibe possui uma área de drenagem de 81Km² e representa cerca de 0,08% do estado de Pernambuco. O rio Beberibe é formado pelos rios Araçá e Pacas, com nascentes no município de Camaragibe (Aldeia). Possui uma extensão de aproximadamente 19Km, desde a confluência desses dois rios até a desembocadura no Oceano Atlântico. Em períodos normais, este rio é estreito, com largura em torno de 6 metros (PERNAMBUCO - SEPLAN, 1997).

O afluente mais importante pela margem direita é o rio Morno, que recebe uma grande contribuição do riacho Macacos e córrego do Euclides, ainda em seu trecho superior. Pela margem esquerda, recebe os riachos das Moças, do Abacaxi ou Lava-Tripa e o canal da Malária.

O segmento superior, com extensão de 7Km, vai da confluência dos seus formadores até a travessia sob a ponte da BR-101 Norte. Nos trechos próximos da BR-101 existem balneários naturais e pontos de lavagem de roupa, que são utilizados por moradores da região. Também ocorre a retirada comercial de areia do leito do rio e o uso da água para dessedentação de animais, irrigação e abastecimento doméstico.

O segmento médio do rio Beberibe, com extensão de cerca 3,5Km, vai da BR-101 norte até o encontro com o rio Morno. Este trecho inclui a estação de bombeamento d'água da COMPESA (Companhia de Saneamento de Pernambuco), no bairro de Caixa d'Água, onde se localiza a área de estudo. No trecho inicial há predominância de sítios, com cultivos agrícolas e criação de animais e nos trechos seguintes a região torna-se mais densamente povoada, recebendo, em alguns pontos, despejos de esgotos domésticos e de lixo em suas margens.

O segmento inferior, com extensão de aproximadamente 8,5Km que vai da confluência com o rio Morno até a foz é o mais crítico em termos de poluição: atravessa áreas densamente povoadas e recebe o deságüe dos afluentes riacho Lava-Tripa, os canais do Vasco da Gama e da Malária e, ainda, despejos industriais. A partir daí o rio apresenta um quadro preocupante, pois se observa uma progressiva carga de poluentes domésticos e industriais.

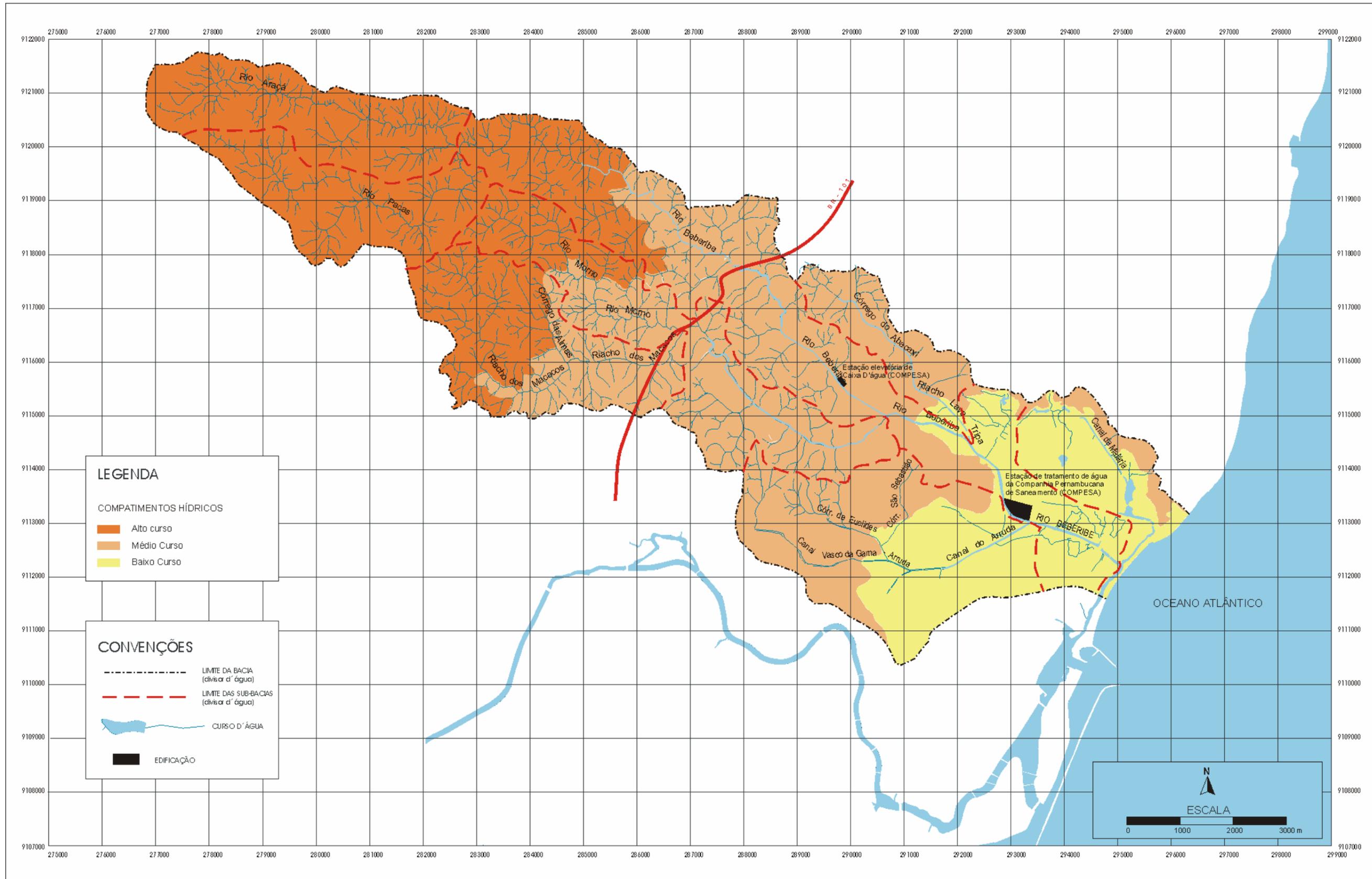


Figura 4.3 - Rede de drenagem da bacia do rio Beberibe (CAMPOS, 2003).

O rio Morno, com uma área de drenagem em torno de 22Km², percorre inicialmente um trecho quase despovoado e com matas baixas, passando a drenar regiões mais povoadas a partir da BR-101 (bairros de Guabiraba e Nova Descoberta). Em seguida entra no bairro de Beberibe, zona intensamente povoada.

A jusante da área de estudo, o canal Vasco da Gama, com uma superfície de drenagem de cerca de 12,5Km² atravessa bairros populosos como: Nova Descoberta, Vasco da Gama, Córrego do Euclides, Casa Amarela e Arruda. Esse canal, embora tenha o objetivo de drenar águas pluviais, recebe uma forte carga de esgotos sanitários.

O riacho Lava-Tripas atravessa os bairros de Águas Compridas e Sapucaia, recebe despejos domésticos, resíduos sólidos (lixo) e também recebia águas residuárias da fábrica de cerveja Antarctica (desativada em 2002).

Finalmente, próximo à foz, o Beberibe recebe o canal da Malária, que drena os bairros do Amparo, Jardim Brasil, Varadouro e Ilha do Maruim, com densa população disputando espaço nas margens e lançando esgotos “in natura” no seu leito.

4.6 Qualidades das Águas Superficiais

Com relação ao enquadramento dos cursos d'água, com base no Decreto Estadual 11.760/86, o rio Beberibe possui trechos com classe 1, 2 e 3, o que traduz a qualidade de água que se espera para o rio naquele trecho (PERNAMBUCO - SEPLAN, 1997), estando o trecho da área de estudo classificado como na transição das classe 2 e 3. Classe 3 são águas destinadas: a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; b) à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora; c) à dessedentação de rebanhos. As classes 1 e 2 vêm das nascentes do rio Beberibe, com afluentes, até a Estação Elevatória de Caixa d'Água (Figura 4.4). Porém, em 2005, uma nova resolução do CONAMA 357/05 trouxe diretrizes ambientais para o enquadramento de corpos d'água, sendo então no Estado de Pernambuco revogado os enquadramentos existentes até que seja aprovado novos enquadramentos para os rios em Pernambuco. Segundo o artigo 42 da Resolução CONAMA 257/05, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos os rios de água doce ficam enquadrados como classe 2.

As atividades antrópicas que impactam a bacia do rio Beberibe são: atividades industriais; atividades urbanas (esgoto doméstico, escoamento superficial); atividades agrícolas; desmatamento ciliar; construção de rodovias e pontes (escoamento pluvial); e lixões.

Das 77 indústrias cadastradas pela CPRH (Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) na bacia, 7 são potencialmente poluidoras. Com respeito ao uso de agrotóxicos na bacia do Rio Beberibe não se percebe qualquer possibilidade de contaminação, permanecendo as atividades dentro dos atuais limites (PERNAMBUCO-SEPLAN, 1997). O lixão existente na bacia, em Aguazinha (Perimetral II), está situado a jusante da EE Caixa d'Água.

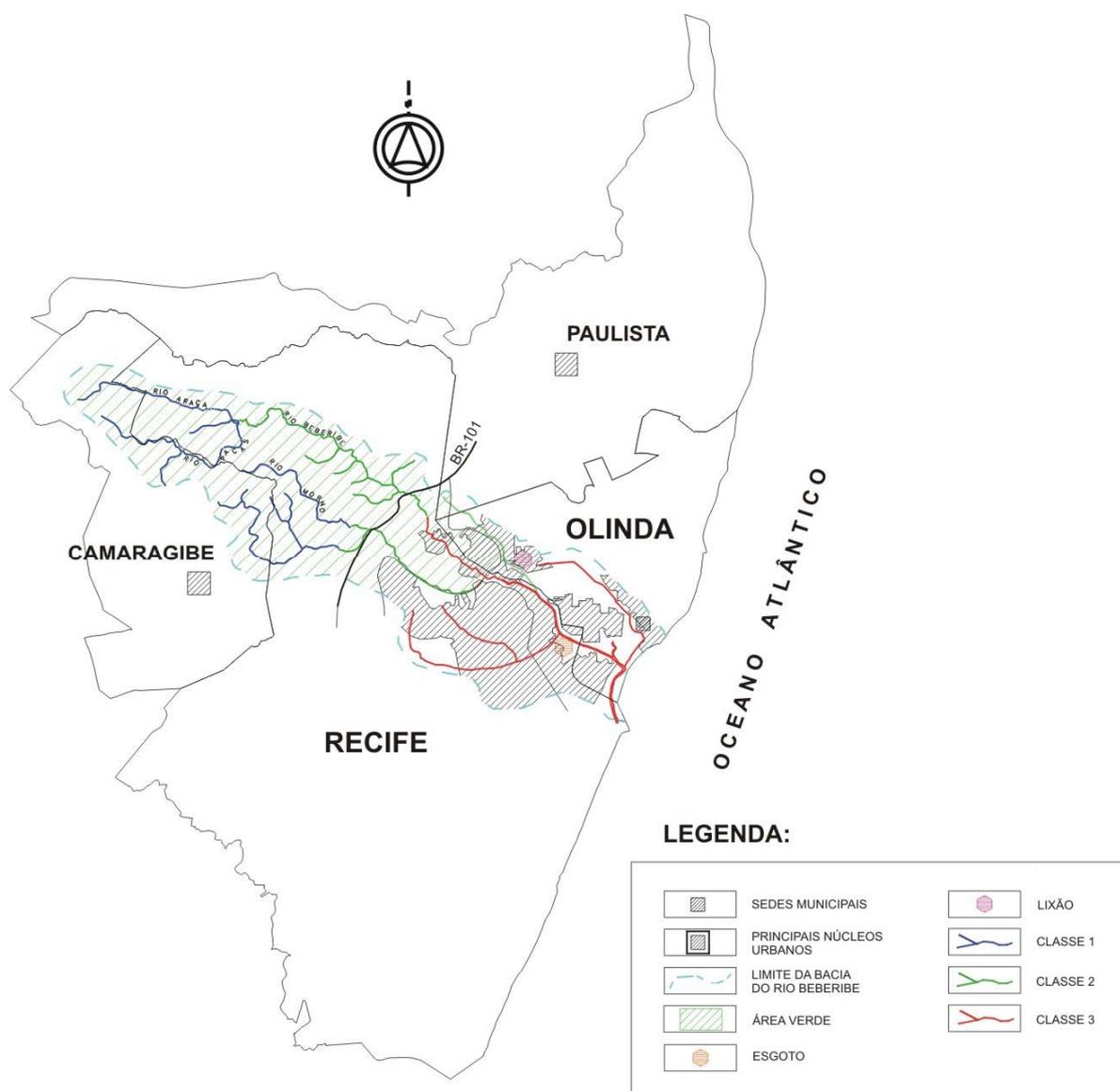


Figura 4.4 – Antigo enquadramento dos rios na bacia do Beberibe, e áreas de atividades impactantes (adaptado do PERNAMBUCO - SEPLAN, 1997).

Em 1997, foi executado o Projeto de Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica (PQA/PE), resultante de convênio celebrado entre a União, através do Ministério do Planejamento e Orçamento/MPO e o Governo do Estado de Pernambuco, com a interveniência do Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Amazônia Legal, financiado pelo Banco Internacional para Reconstrução e o Desenvolvimento (BIRD), através do Acordo de Empréstimo nº 3.503-BR (PERNAMBUCO – SEPLAN, 1997). Por se tratar de Estudos de Consolidação e Complementação de Diagnóstico, o trabalho desenvolvido no PQA/PE tinha como principal função levantar problemas e identificar oportunidades que deveriam embasar as etapas subsequentes para um Programa de Investimentos no Estado de Pernambuco.

Até pouco tempo, não haviam sido implementadas transformações significativas na bacia para minimizar os efeitos da poluição das águas observadas. Tal fato pode ser verificado nas análises realizadas nas águas do rio Beberibe, pela CPRH, no ano de 1999 e no último monitoramento, no ano de 2001 (CPRH, 2008). Porém, algumas ações planejadas para a bacia do Beberibe estão começando a serem implementadas como: ações de dragagem no baixo Beberibe; ações do PAC para coleta e tratamento de esgoto na bacia; e ações para o saneamento básico na bacia, com recursos oriundo do PROMETRÓPOLE.

A bacia do Beberibe possuía 11 estações de amostragem da qualidade da água monitorados pela CPRH, algumas destas estações estão desativadas. Cinco destas estações mantiveram-se permanentemente inclusas na rede de monitoramento. Duas estações são de interesse maior para a área de estudo: BE 2-11, na captação da COMPESA em Caixa d'Água; e BE 3-15, a jusante da Indústria Minerva S.A., antes de receber o afluente riacho Morno em Caixa d'Água, na rua Estepe, fundo da casa nº 51.

Segundo dados históricos da rede de monitoramento da CPRH, até a estação BE 2 – 11 ocorrem problemas de coliformes fecais, com pouco ou nenhum problema apresentado em relação a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). A jusante desta última estação já ocorre problemas tanto para DBO, OD e coliformes fecais, extrapolando os limites de qualidade da água para as respectivas classes, nas quais estão enquadrando os trechos do rio na bacia.

Costa et al. (2002) já mencionavam a preocupação com a qualidade da água do rio Beberibe, com sua rede de drenagem sendo tomada pela expansão urbana

desordenada. Chegando ao ponto da COMPESA desativar a captação de água que havia próxima a EE Caixa d'Água.

4.7 Geologia e Hidrogeologia

O Grupo de Pequenas Bacias Litorâneas - GL1 está situada predominantemente sobre rochas sedimentares da bacia Pernambuco-Paraíba e rochas do embasamento cristalino. A Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba, de idade Terciária apresenta-se, estruturalmente, com o embasamento cristalino mergulhando suavemente para leste, constituindo uma faixa continental de largura média em torno de 20Km ao longo de todo o litoral norte da RMR, estreitando-se quase que abruptamente nas proximidades do Lineamento Pernambuco, para assumir uma largura média de 8km. Abrange as seguintes unidades lito-estratigráficas: Formação Beberibe do Cretáceo Superior, Formação Gramame do Cretáceo Superior e Formação Maria Farinha do Terciário (PERNAMBUCO - SECTMA, 1998). Porém, na bacia do Beberibe as formações Gramame e Maria Farinha não aparecem.

As descrições a seguir foram baseadas, em sua maioria, no texto explicativo do Mapa Geológico e de Recursos Minerais do Estado de Pernambuco (BRASIL, 2001), complementadas pelo Mapa Geológico da Planície do Recife e adjacências (Figura 4.5) e pela Coluna Lito-estratigráfica das bacias Cabo e Pernambuco-Paraíba. No mapa de características Geológicas apresentado pela SECTMA (PERNAMBUCO -SECTMA, 2006), a área de estudo está totalmente sobre as Bacias Sedimentares.

4.7.1 O Embasamento Cristalino

As rochas do embasamento cristalino afloram na porção oeste da RMR ao longo de toda a borda da bacia sedimentar, apresentando um suave mergulho para o leste (declividade de topo), com inclinação da ordem de 28m/Km, segundo Batista (1984).

Essas rochas apresentam-se como reservatórios de baixa potencialidade de água subterrânea, servindo como o substrato impermeável das rochas da bacia, sendo representadas por granitos, granodioritos, gnaisses e migmatitos.

4.7.2 A Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba

A bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba ocupa todo o litoral norte do estado de Pernambuco, desde Recife, onde é limitada pelo Lineamento Pernambuco, até o vale do rio Camaratuba, ao norte de João Pessoa.

Segundo Mabesoone e Alheiros (1991), essa bacia é preenchida por sedimentos de fácies continentais e marinhas, reunidas em uma única unidade estratigráfica denominada de Grupo Paraíba. Sua largura média é de aproximadamente 25Km e sua espessura pode atingir até 400 metros, com os sedimentos sendo dispostos em camadas sub-horizontais, agrupadas nas formações Beberibe, Gramame e Maria Farinha, mais ao norte, já fora da planície de Recife.

4.7.2.1. Formação Beberibe

Este termo foi inicialmente utilizado por Kegel em 1957 (BRASIL - MME/CPRM, 2001), para designar o afloramento que ocorrem no vale do rio Beberibe, englobando atualmente a camada inferior do Grupo Paraíba.

É composta de uma sequência essencialmente arenosa, com uma espessura média de 200m, em geral sem fósseis, constituindo-se de arenitos friáveis, cinzentos a cremes, mal selecionados, com componentes argilosos. Na base podem aparecer leitões conglomeráticos e intercalações de níveis argilosos, enquanto no topo predominam os arenitos médios a finos. Identifica-se também uma passagem lateral, geralmente caracterizada por interdigitação, para um arenito mais duro, com cimento carbonático e fragmentos de organismos não reconhecíveis (MABESOONE e ALHEIROS, 1991).

Estes arenitos calcíferos representam uma fácies litorânea marinha e aparecem apenas em subsuperfície, constituindo-se no Beberibe Superior, enquanto a seção inferior, de caráter arenoso, com algumas intercalações de silte e argila, denomina-se de Beberibe Inferior e apresenta-se como o principal aquífero na RMR. Estas intercalações de silte e argilas têm espessura média de 10m, podendo, em alguns locais, tornar-se muito delgada e até mesmo, inexistir, verificando-se uma maior conexão hidráulica entre as duas seções, ou aquíferos. Regionalmente, este nível siltico-argiloso, funciona como aquitardo, separando os dois sub-níveis e condicionando um comportamento de semi-confinado para o nível inferior (PERNAMBUCO – SECTMA, 1998).

4.7.3 O Grupo Barreiras

O Grupo Barreiras ocorre sobre o Beberibe, sendo considerado por Alheiros et al. (1988) à luz do ambiente de deposição, a evolução de um sistema fluvial entrelaçado, construído em fortes gradientes e sob clima predominantemente árido, sujeito a oscilações.

O grupo Barreiras ocorre em toda a área que circunda a planície de Recife e, apesar de não possuir grande potencial hidrogeológico, provavelmente apresenta contribuição de fluxo subsuperficial para os aquíferos da planície.

4.7.4 Os Sedimentos Quaternários

Na região da planície de Recife e Olinda, além do Embasamento Cristalino, das Bacias Sedimentares Cretáceas (Pernambuco-Paraíba e Cabo) e dos Sedimentos Terciários (Grupo Barreiras), anteriormente descritos, ocorrem os Sedimentos Quaternários constituindo-se em diferentes unidades: Terraço Marinho Pleistocênico; Terraço Marinho Pleistocênico Modificado; Terraço Marinho Holocênico; Depósitos Flúvio-Lagunares e Manguezais (ALHEIROS et al., 1995).

O Terraço Marinho Pleistocênico é uma unidade morfológica aplainada com cotas de 7 a 10 metros, ocorrendo na porção sul-sudoeste da planície, sendo constituído por areias quartzosas claras, inconsolidadas em superfície, tornando-se mais compactas e escuras em profundidade.

O Terraço Marinho Pleistocênico Modificado corresponde a uma parte da antiga praia que foi profundamente alterada pela ação dos rios. Apresenta-se muito irregular em subsuperfície, ora dominando areias retrabalhadas, ora depósitos de argilas moles, orgânicas, depositadas nas antigas planícies fluviais de inundação. Ocorre na maior parte da planície, ocupando sua parte central, inclusive na área do estudo (FARIAS, 2003).

O Terraço Marinho Holocênico representa a faixa de praia atual, situada entre o canal de Setúbal e a linha de costa, que foi instalada há cerca de 5 mil anos. É uma unidade morfológica bem individualizada, mostrando cotas entre 3 e 5 metros e distingue-se do Terraço Pleistocênico pela ausência da cimentação escura na base e pela presença de fragmentos de conchas (FARIAS, 2003).

Os Depósitos Flúvio-Lagunares reúnem os aluviões e os sedimentos lagunares, deltáicos e estuarinos antigos e recentes. Os aluviões são

dominantemente arenosas ao longo dos canais mais retilíneos e mostram sedimentos argilosos com matéria orgânica, depositados nas planícies de inundação, durante os transbordamentos de canais. Os sedimentos lagunares, deltáicos e estuarinos apresentam composição variada areno-síltico-argilosa com matéria orgânica e estratificação plano-paralela.

De acordo com o mapa geológico da cidade de Recife (Figura 4.5), a área de estudo é totalmente recoberta pelos sedimentos recentes (quaternários), com poucas áreas de afloramento do terciário. Campos (2003) apresentou um mapa geológico com detalhamento para a bacia hidrográfica do rio Beberibe, ilustrando as formações existentes, com a predominância da formação Barreiras. Também pode ser identificado as áreas aluvionares (Figura 4.6).

Gusmão Filho (1998) apresenta os sedimentos recentes como sendo constituídos por terraços marinhos, mangues, turfeiras, meandros abandonados, terraços fluviais e aluviões, formando a planície flúvio-marinha do Recife.

4.8 Geomorfologia

A bacia do Beberibe compreende três unidades geomorfológicas: os tabuleiros ou baixos platôs costeiros (topo); o domínio dos morros (encostas); e a planície baixa (CAMPOS, 2003). Os tabuleiros costeiros acompanham o litoral de todo o Nordeste e compreendem platôs de origem sedimentar, que apresentam grau de entalhamento variável, ora com vales estreitos e encostas abruptas, ora abertos com encostas suaves e fundos com amplas várzeas. Nas porções superiores e médias das bacias, margeiando a planície aluvionar, onde se encontra a parte terminal do Beberibe, ocorrem os tabuleiros da Formação Barreiras, entrecortados por vales não muito profundos, geralmente em forma de V.

Os tabuleiros costeiros ocorrem de forma mais expressiva na porção superior da bacia do Beberibe, a montante da área de estudo, apresentando cotas altimétricas entre 50 e 100 metros. No trecho situado a jusante da BR-101 (pouco a oeste da área de estudo), os tabuleiros têm denominações próprias, assim como os talwegues que se entrecortam, geralmente denominados de córregos e constituem os chamados morros, densamente ocupados por habitações de baixo padrão de construção. As áreas urbanas nesses morros, não considerando os tabuleiros

propriamente ditos, estão, na sua grande maioria, situadas em colinas arredondadas ou em terrenos ondulados, com declividade variável e altitudes que oscilam entre 30 e 70 metros (ALHEIROS, 1988).

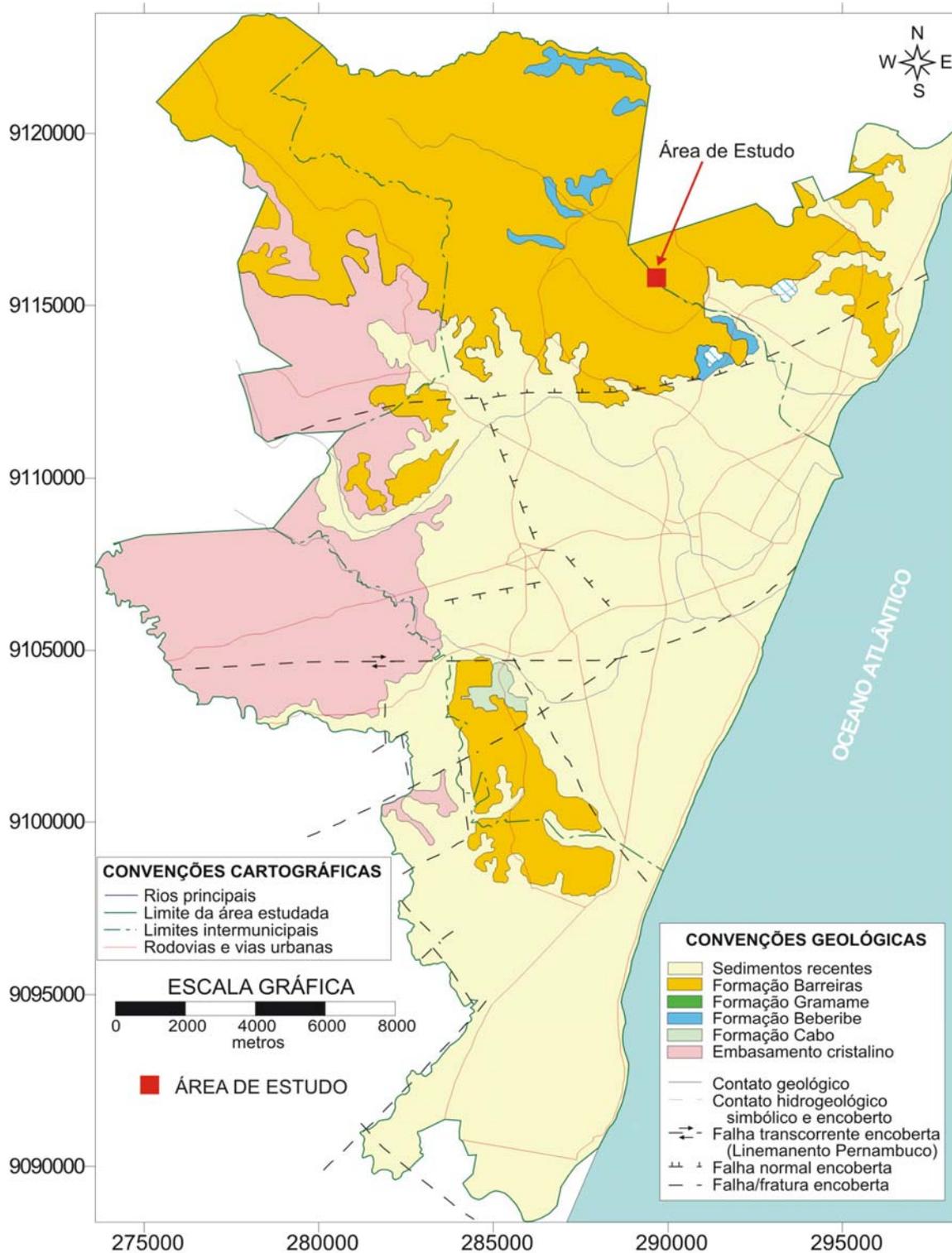


Figura 4.5 - Mapa Geológico da Cidade do Recife e adjacências (Costa et al., 2002).

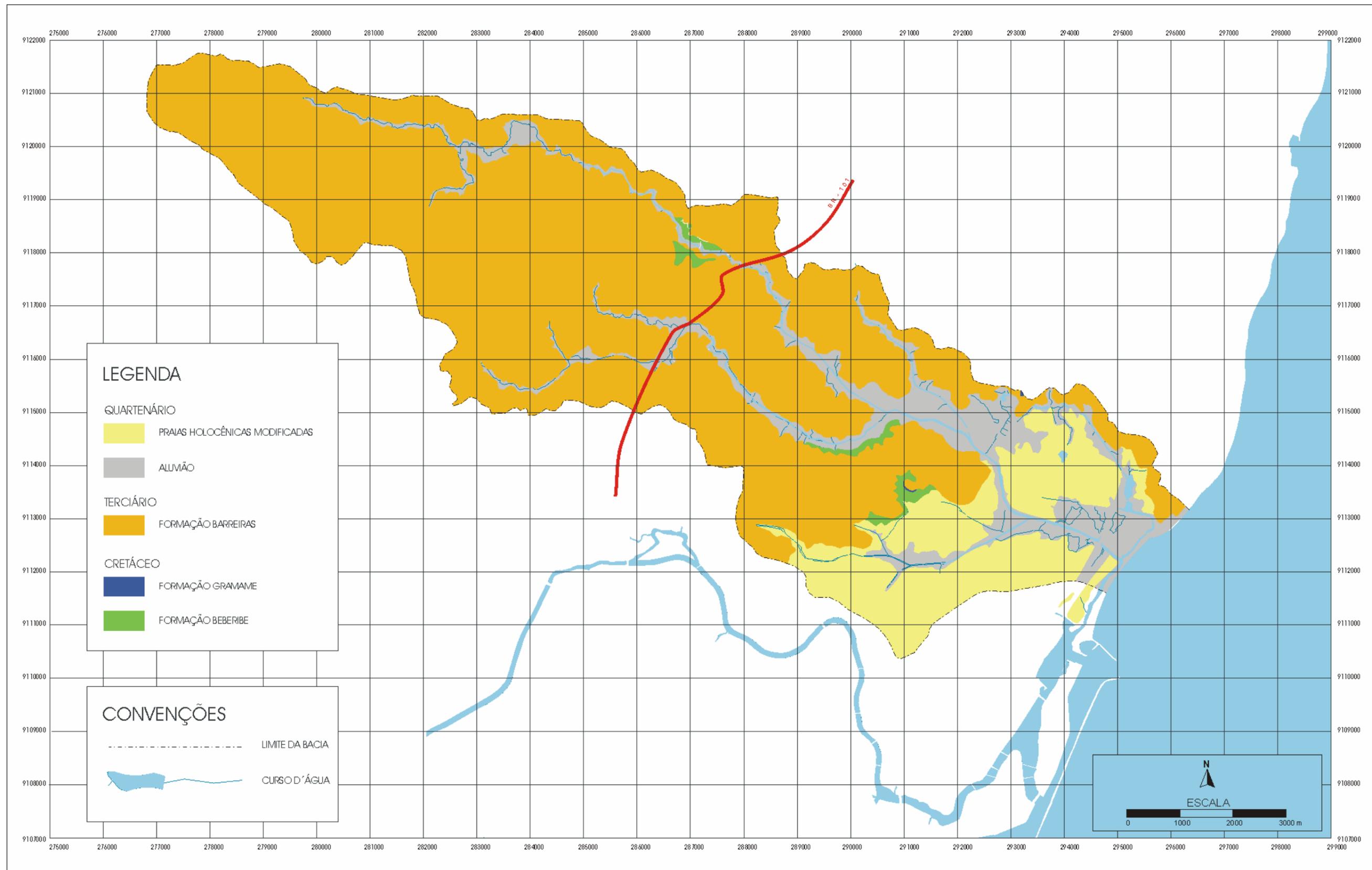


Figura 4.6 - Unidades geológicas da bacia hidrográfica do Beberibe (CAMPOS, 2003).

4.9 Ocupação e Uso do Solo

O rio Beberibe está situado em pleno centro da Região Metropolitana do Recife, entre os núcleos de Olinda e Recife, onde se originou a urbanização desde os tempos coloniais. Atualmente, o território da bacia do Beberibe espelha a diversidade dos aspectos físico-naturais peculiar à metade setentrional da RMR e reúne manifestações de degradação, resultantes do caráter permanentemente agressivo ao longo da história, do processo de ocupação do solo (Figura 4.7). Grande parte da bacia é constituída por um ambiente extremamente artificial, principalmente, a leste da BR-101, onde as áreas ribeirinhas e as encostas dos morros, em sua maioria, encontram-se ocupadas por assentamentos espontâneos, favorecendo a ocorrência de áreas de risco de inundação e de movimentos de massa de solo (CAMPOS, 2003).

A bacia do Beberibe, com cerca de 580.000 habitantes, apresenta a maior concentração de assentamentos de baixa renda na RMR, com 67% de seus domicílios situados em assentamentos espontâneos. Há uma alta densidade populacional (6.750hab/Km²) e pequenos índices de atendimento em termos de infra-estrutura urbana e de serviços públicos (IBGE, 2001).

Campos (2003) realizou um abordagem dos problemas envolvidos na bacia do rio Beberibe comparando imagens digitais, fotografias e documentos referentes a dois períodos de análise, de 1930 a 1970 e de 1970 até os dias atuais. Pode-se identificar claramente o efeito da urbanização desordenada que vem ocorrendo da foz para o início da bacia hidrográfica. A degradação que vem ocorrendo ao longo dos anos, tanta pela ocupação do solo de forma errônea como também a falta de saneamento básico, agrava os problemas de contaminação no rio Beberibe e seus tributários. As próprias áreas verdes de proteção ambiental sofreram redução observados claramente nas fotografias aéreas da FIDEM, na comparação entre os anos de 1975 e 1997. O curso d'água do rio Beberibe e de seus tributários também sofreram grandes alterações ao longo do tempo, as figuras 4.8 e 4.9 ilustram essas mudanças.

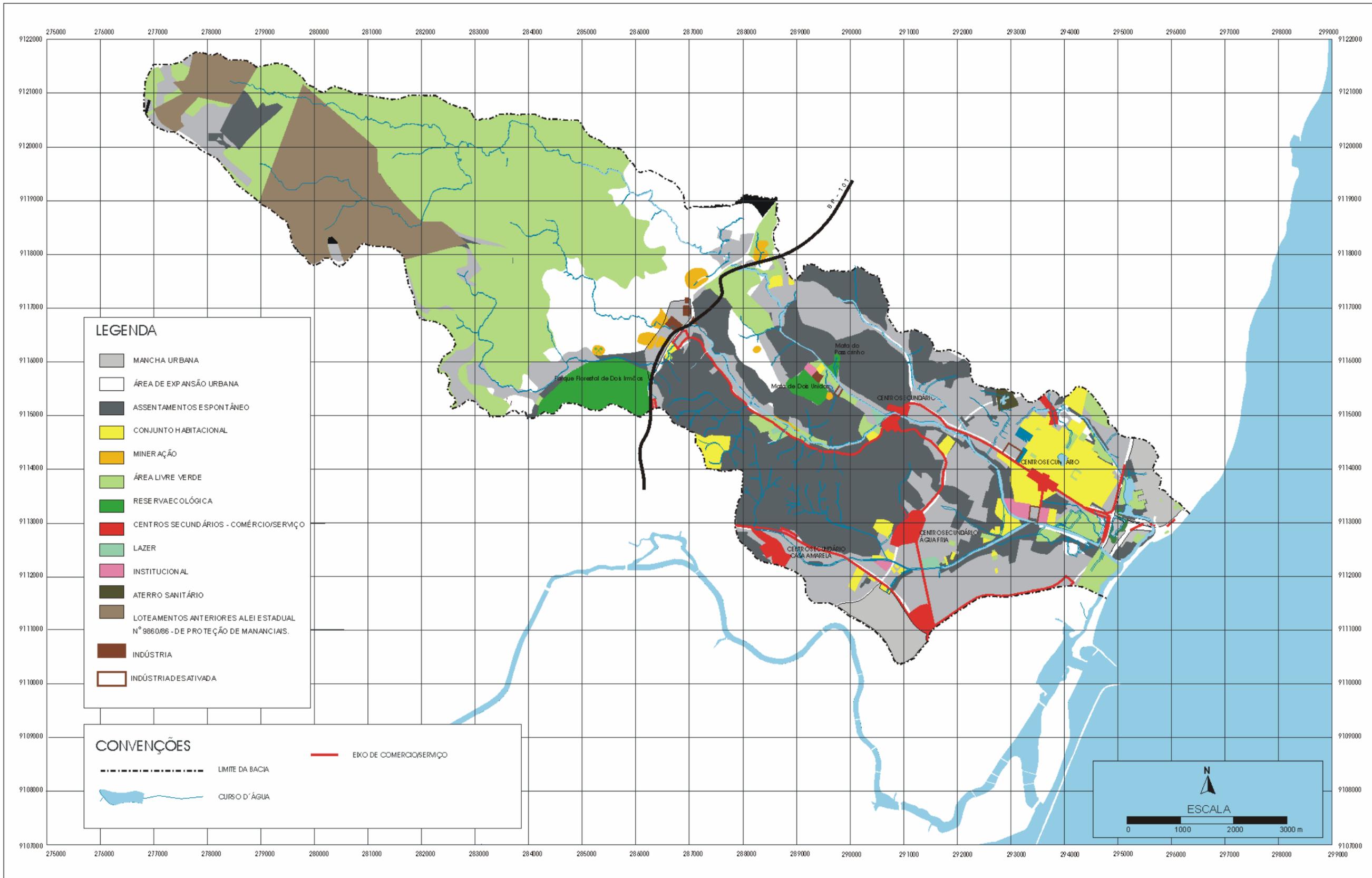


Figura 4.7 - Ocupação do solo na bacia hidrográfica do Beberibe, no ano de 2000 (CAMPOS, 2003).

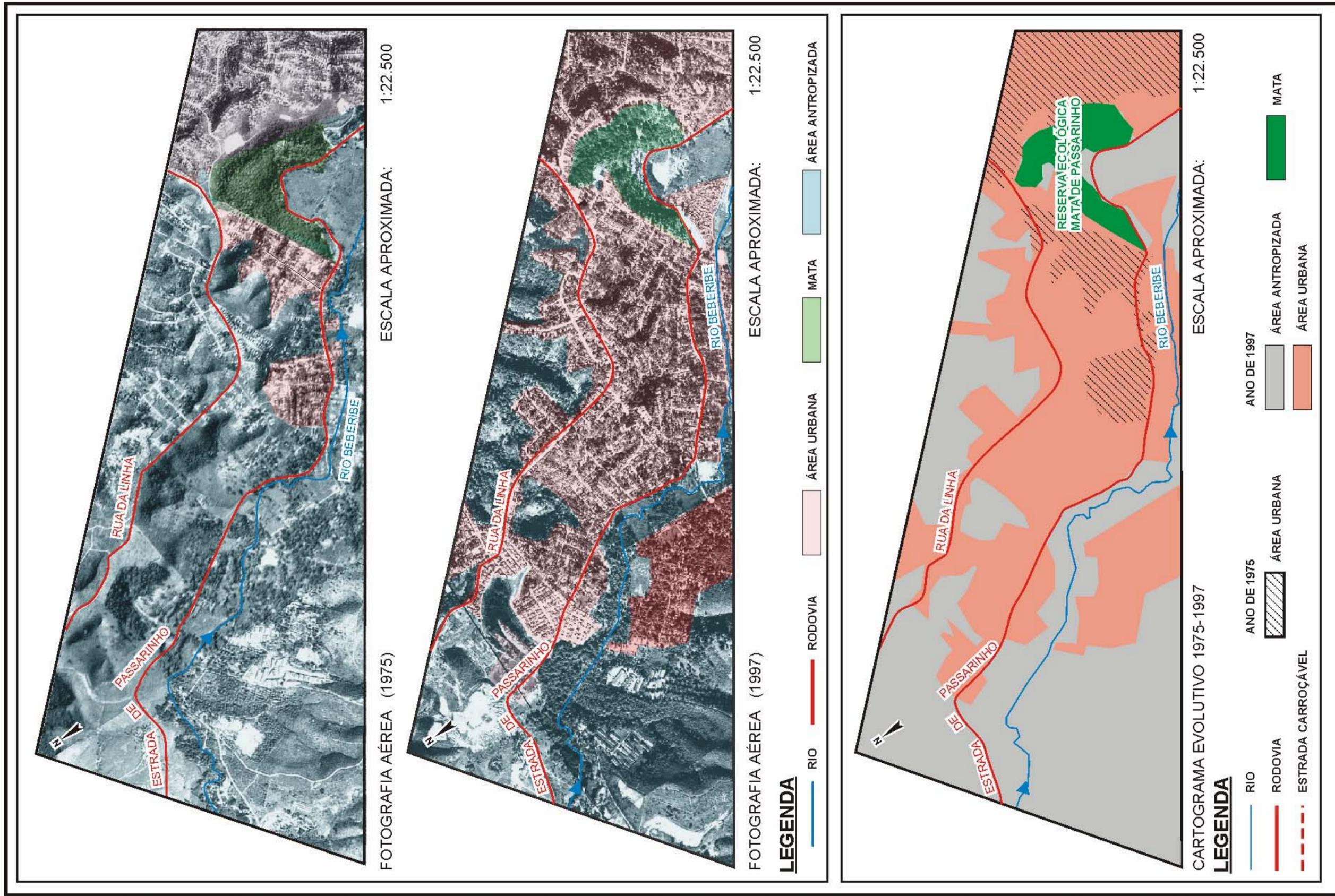


Figura 4.8 - Fotografias aéreas das décadas de 70 e 90, mostrando o avanço da ocupação urbana na localidade de Passarinho, Olinda (CAMPOS, 2003).

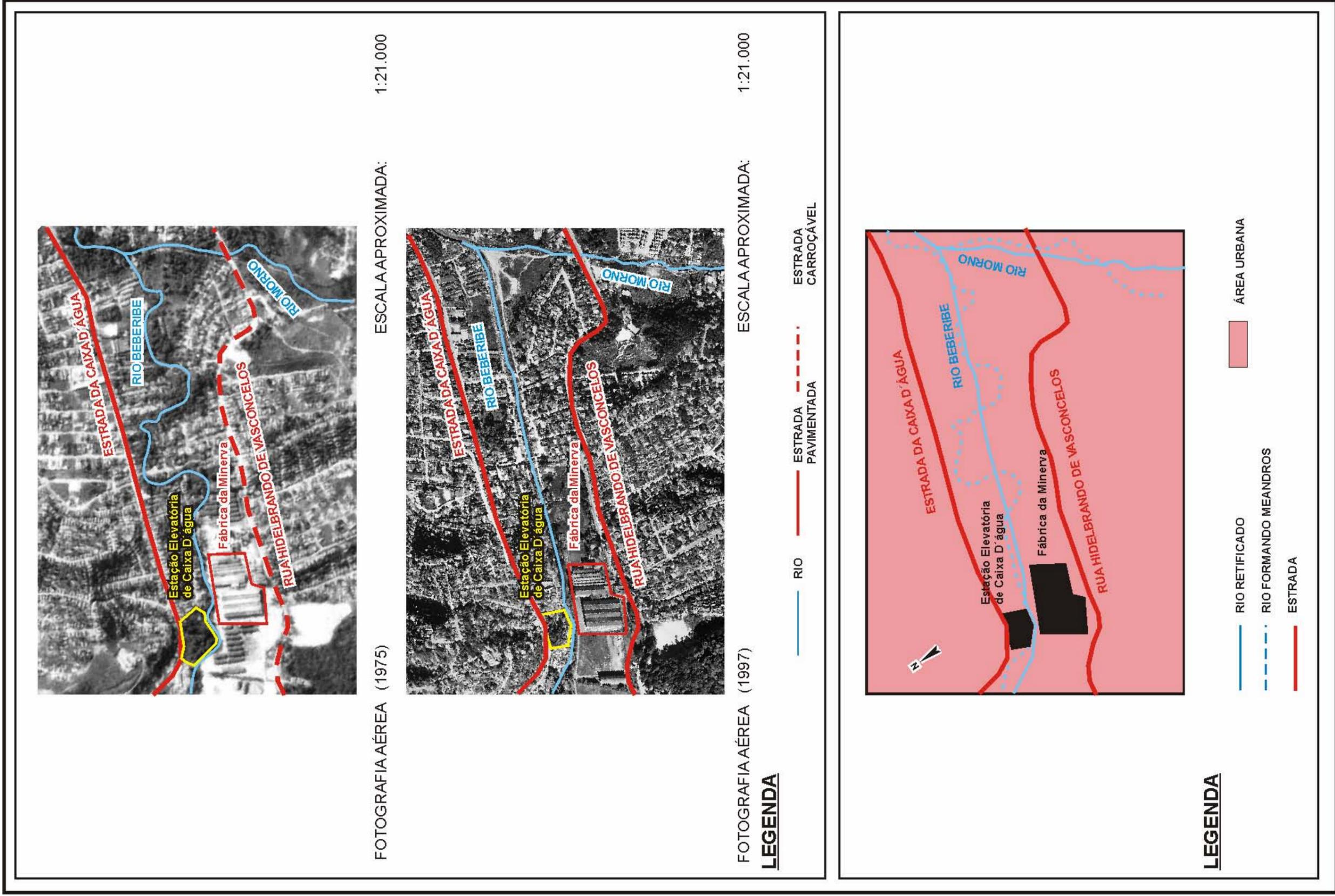


Figura 4.9 - Fotografias aéreas das décadas de 70 e 90, mostrando o avanço da ocupação urbana no trecho da Estação Elevatória de Caixa d'Água (CAMPOS, 2003).

4.10 Ações na Bacia do Rio Beberibe

O Programa de Infra-Estrutura em Áreas de Baixa Renda da Região Metropolitana do Recife (RMR) - PROMETRÓPOLE é um Programa do Governo do Estado, executado pela Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas (CONDEPE/FIDEM), em cooperação com COMPESA e com diversas entidades da administração direta e indireta das Prefeituras de Recife e de Olinda. Tendo como foco principal de atuação as áreas onde estão concentradas as comunidades pobres da RMR, inseridas na área da Bacia do Beberibe, o Programa visa promover a melhoria das condições de habitabilidade e de desenvolvimento comunitário dessas áreas, contribuindo para a redução da pobreza e para a melhoria da qualidade ambiental da RMR.

A CONDEPE/FIDEM descreve a Bacia do Rio Beberibe como uma área predominantemente urbana e de alta densidade demográfica, com cerca de 7.300 habitantes/Km². Toda esta ocupação, porém, registra a maior concentração de assentamentos de baixa renda da RMR, espalhada em áreas de risco, morros e alagados que, por sua vez, apresenta os menores índices de atendimento em infraestrutura, além de uma integração urbana restrita, fruto de uma baixa acessibilidade viária (CONDEPE/FIDEM, 2009).

O Programa de Aceleração do Crescimento do governo federal (PAC) possui ações no Estado de Pernambuco, incluindo obras de urbanização e habitação popular sob a responsabilidade da Secretaria Estadual das Cidades, por intermédio da Companhia Estadual de Habitação e Obras (CEHAB). Além dos serviços de urbanização integrada (construção de praças, postos de saúde, centros comunitários, entre outros), está sendo realizado o reassentamento de famílias e a construção de unidades habitacionais.

Nestes investimentos do PAC a bacia do Beberibe estará contemplada, principalmente na região urbanizada no entorno do rio (Figura 4.10). Novas habitações serão construídas, haverá melhoria no sistema viário, no sistema de drenagem e esgotamento sanitário, incluindo trabalhos sociais e de educação ambiental. As ações do PROMETRÓPOLE estarão concentradas nas áreas indicadas como prioritárias na figura 4.10.

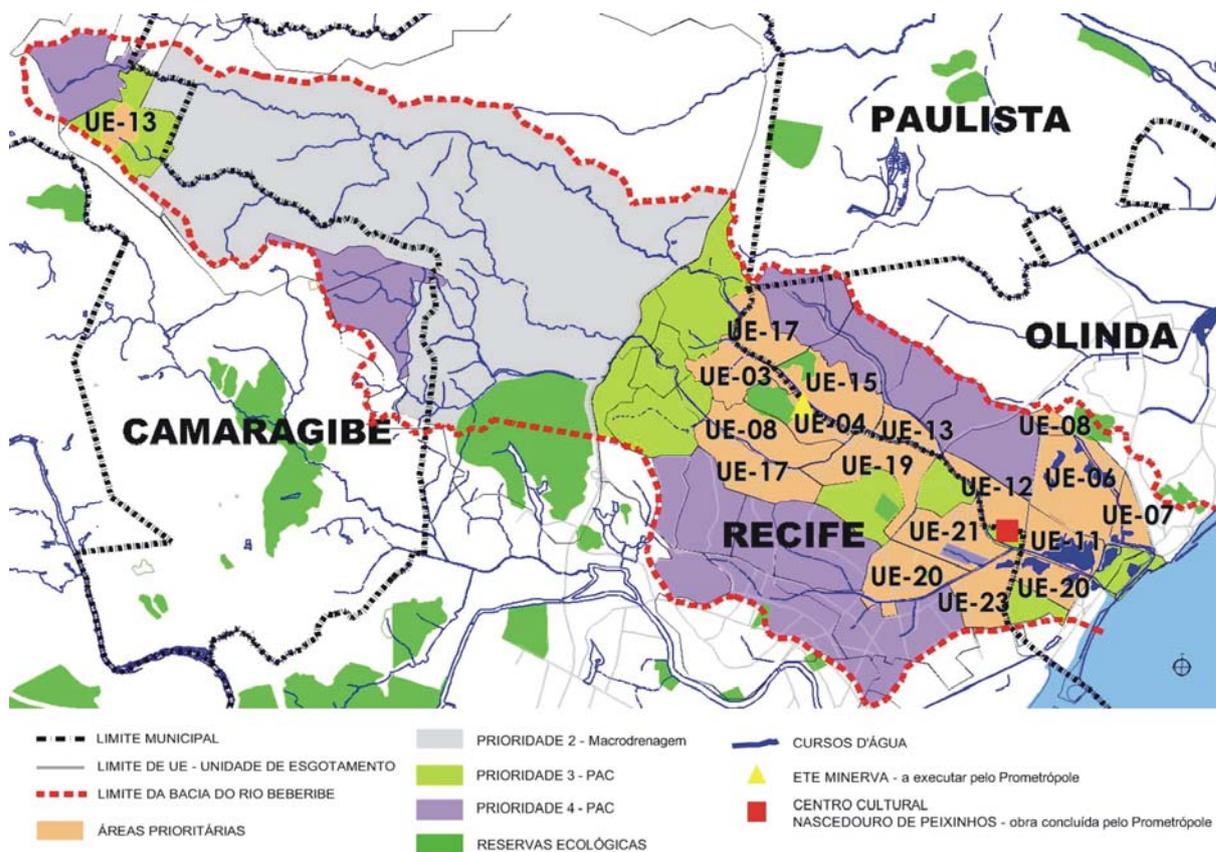


Figura 4.10 - Áreas de ação do PAC na bacia do rio Beberibe, onde UE representa as unidades de esgotamento e a área de estudo desta pesquisa corresponde a UE15 (GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, 2009).

4.11 Comentários Finais sobre a Área de Estudo

De acordo com as novas abordagens sobre “águas urbanas” que vem sendo adotadas em outros países, a região em estudo apresenta grandes problemas quanto às águas servidas, mas possui também grande potencial para um bom uso das águas. Nestas abordagens mais atualizadas das águas urbanas, todas as formas de água são observadas de forma integrada, sendo feito a análise conjunta das águas de chuva, do sistema de drenagem das águas pluviais, dos cursos d’água, dos aquíferos, do sistema de abastecimento d’água e do sistema de esgoto sanitário. Na área em estudo existem todas estas formas de ocorrência de águas urbanas, bem como da integração entre elas (recarga de aquíferos, escoamento de base, efluentes domésticos correndo para os riachos, dentre outros) constituindo-se, portanto, uma boa área para pesquisa.

5. ESTUDO DE CASO: MARGENS DO RIO BEBERIBE

Para uma melhor visualização da área do entorno da Estação Elevatória de Caixa d'Água (área do estudo de caso), as figuras 5.1 e 5.2 mostram a localização da área de interesse, através de imagem satélite obtida pelo Google Earth. Como comentado no capítulo anterior, a área de estudo fica próximo as Reservas Ecológicas Mata de Passarinho e Mata Dois Unidos. Também aparece em destaque a BR-101 como referencial, cortando a bacia do rio Beberibe. As imagens satélites são do ano de 2007.



Figura 5.1 - Imagem satélite, com localização da área do estudo de caso (GOOGLE, 2009).

Há um alto grau de urbanização no entorno da EE Caixa d'Água, nos trechos médio e baixo da bacia do rio Beberibe, após a BR101. Apesar disto, ainda existem duas áreas verdes nas proximidades da área de estudo, que são as reservas ecológicas mencionadas. Estas duas áreas verdes e a área do terreno da Rádio Olinda (vizinho ao terreno da EE Caixa d'Água) devem propiciar uma boa recarga do

aquífero freático da região (Figura 5.2). Salienta-se que as Mata de Passarinho e Mata Dois Unidos ficam em cotas mais elevadas, chegando a aproximadamente 60m, já o vale onde passa o rio Beberibe possui cotas de aproximadamente 10m.



Figura 5.2 - Imagem satélite, com maior detalhe da localização da área de estudo (GOOGLE, 2009).

5.1 Implantação do Projeto Piloto

A definição da área para o projeto piloto foi realizada de acordo com as discussões com técnicos da COMPESA, sendo definido a Estação Elevatória de Caixa d'Água (Figura 5.3), em seguida, partiu-se para análise da implantação de um sistema de filtração em margem em escala piloto.

Vale salientar alguns pontos positivos que levaram a escolher esta área: ser uma área de propriedade da própria COMPESA, facilitando acessos e proteção das instalações realizadas; o rio Beberibe margeia o terreno da estação; a região está sobre uma formação sedimentar; existe a possibilidade da água explotada pelo

projeto piloto já ser direcionada para o próprio sistema de bombeamento existente da COMPESA. Além do fato de que no início da operação da estação elevatória havia captação a fio d'água no rio Beberibe, nas margens do terreno da EE Caixa d'Água, mas com o decorrer dos anos a poluição do rio foi se agravando até que substituíram esta captação por outra bem mais a montante.



Figura 5.3 - Estação Elevatória de Caixa d'Água, bairro de Caixa d'Água, em Olinda, no limite com Recife.

Observou-se que tanto a qualidade da água apresenta-se ruim atualmente, mas a própria configuração original do rio foi alterada. A figura 5.4 ilustra a situação anterior ao ano de 1997 e a atual, no local onde foram instaladas estacas pranchas para elevação do nível d'água, a fim de facilitar a operação de captação.

Para dar início ao projeto piloto foi necessário buscar informações técnicas existentes sobre a área, tais como: dados hidrológicos, meteorológicos, geológicos e outras informações pertinentes para uma boa caracterização do local. Buscaram-se estas informações junto a documentos e relatórios técnicos de instituições do

Estado, tais como: Secretaria de Recursos Hídricos - SRH, Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - CPRH, Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA, e publicações da universidade. Algumas dessas informações já foram apresentadas no capítulo 4, referente à caracterização da área de estudo.



Figura 5.4 - Antigo ponto de captação da COMPESA no rio Beberibe, em Caixa d'Água. Foto superior em 1997, e foto inferior em 2008.

Para obter informações mais precisas sobre as condições geológicas no local foram realizados 6 furos de sondagens para investigação do subsolo até a profundidade de 20 metros e com diâmetro de 4 polegadas (Figura 5.5), sendo um deles localizado no leito do rio com perfuração até 10 metros. Os trabalhos desta investigação perduraram por um mês, e os cinco primeiros furos foram contratados pela COMPESA, e o furo no leito do rio pela UFPE.



Figura 5.5 - Realização dos furos de sondagem, método de percussão (SPT).

As perfurações foram à percussão, com uso de bentonita. Amostras dos furos de sondagem, coletadas através do ensaio SPT, foram retiradas a cada metro e armazenadas em caixa de amostragem. As amostras foram descritas pelo sondador e conferidas pela equipe da UFPE. Foram elaborados os perfis de cada furo, com as informações do material coletado. O nível d'água médio variou em torno de 2,40m abaixo do nível do terreno.

Com algumas amostras de solo, além da descrição litológica do material, foram realizados ensaios de granulometria no Laboratório de Solos da UFPE (Figura 5.6). Com base nas informações das descrições litológicas de cada furo foi traçado uma seção vertical do subsolo no sentido transversal ao rio Beberibe e uma outra no

sentido paralelo ao rio. Estas seções estão apresentadas na seção seguinte deste trabalho.



Figura 5.6 - Ensaio de granulometria, Laboratório de Solos da UFPE.

As figuras 5.7 e 5.8 ilustram duas curvas granulométricas traçadas para o furo SP5, nas profundidades de 7,00 a 7,45 m e 15,00 a 15,45 m, respectivamente. As curvas indicam grande percentual de areia fina a média. Na zona de 7,00 a 10,00 metros de profundidade, na área dos furos de sondagem, mostrou-se caracterizado conforme ilustrado na figura 5.7, onde se apresenta com grande percentual de areia grossa a pedregulho, com pouco material fino.

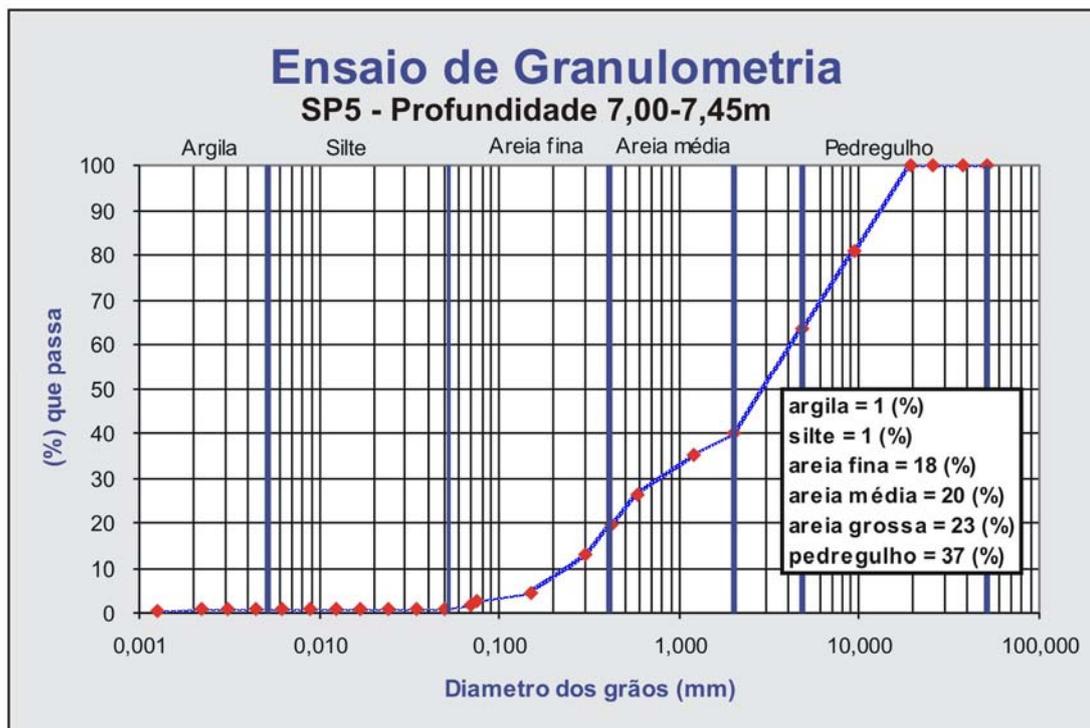


Figura 5.7 - Curva granulométrica para o furo SP5, na profundidade de 7,00 a 7,45 metros.

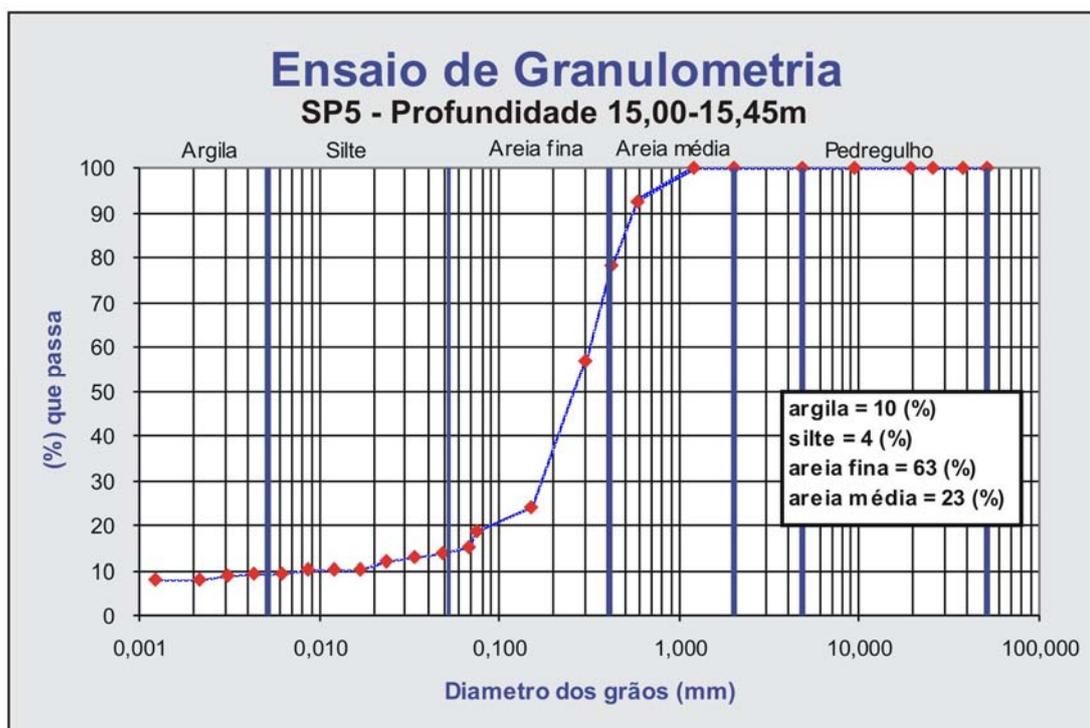


Figura 5.8 - Curva granulométrica para o furo SP5, na profundidade de 15,00 a 15,45 metros.

5.2 Descrição de Seções Litológicas na Área de Estudo

Como primeira etapa de reconhecimento da área, e objetivando um conhecimento mais detalhado da geologia na área alvo do estudo, foram realizados 6 furos de sondagem (localização dos furos mostrados na figura 5.9), sendo um deles no leito do rio. As perfurações ocorreram no mês de outubro de 2007. Com as informações obtidas dos perfis de sondagem foram traçadas duas seções litológicas: uma paralela e outra transversal ao rio Beberibe. A numeração dos furos de sondagens são da equipe de perfuração, seguindo a ordem de perfuração. Todos os 5 primeiros furos estão inseridos dentro da área da EE Caixa d'Água.

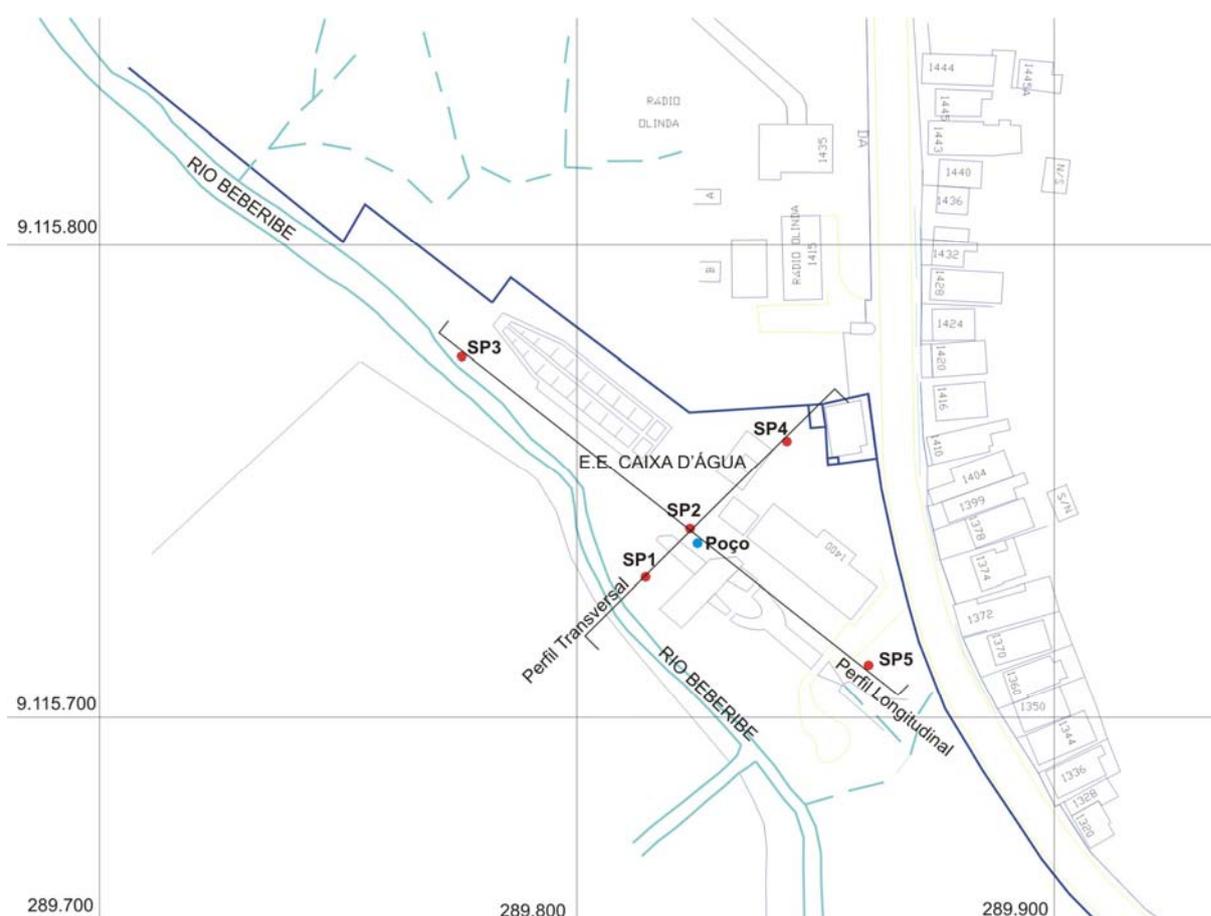


Figura 5.9 - Localização dos furos de sondagem na Estação Elevatória de Caixa d'Água.

Na bacia hidrográfica do rio Beberibe existem vários poços profundos, inclusive alguns da COMPESA. Porém, em sua maioria captando águas mais profundas do aquífero Beberibe Inferior. A figura 5.10 mostra a localização de vários

A tarefa de construção dessas seções envolveu uma análise interpretativa, objetivando eliminar situações anômalas, visando estabelecer um cenário mais próximo possível da geologia existente na área.

Seção Litológica Transversal ao Rio Beberibe

Esta seção transversal ao rio Beberibe (Figura 5.11) foi elaborada a partir das informações dos furos de sondagens SP4, SP2, SP1 e SP6 (leito do rio). A seção inicia-se com material fino, silte-argiloso, gradando imediatamente para uma areia fina a média. Em seguida, há presença de um nível argiloso contínuo, argilo-siltoso (ao longo de toda a seção), com espessura variando entre 2 e 5 metros. Encontrando-se sob o leito do rio uma camada com turfa. Observa-se na figura 5.11 uma camada com areia grossa também contínua em toda a seção, sob a camada argilosa.

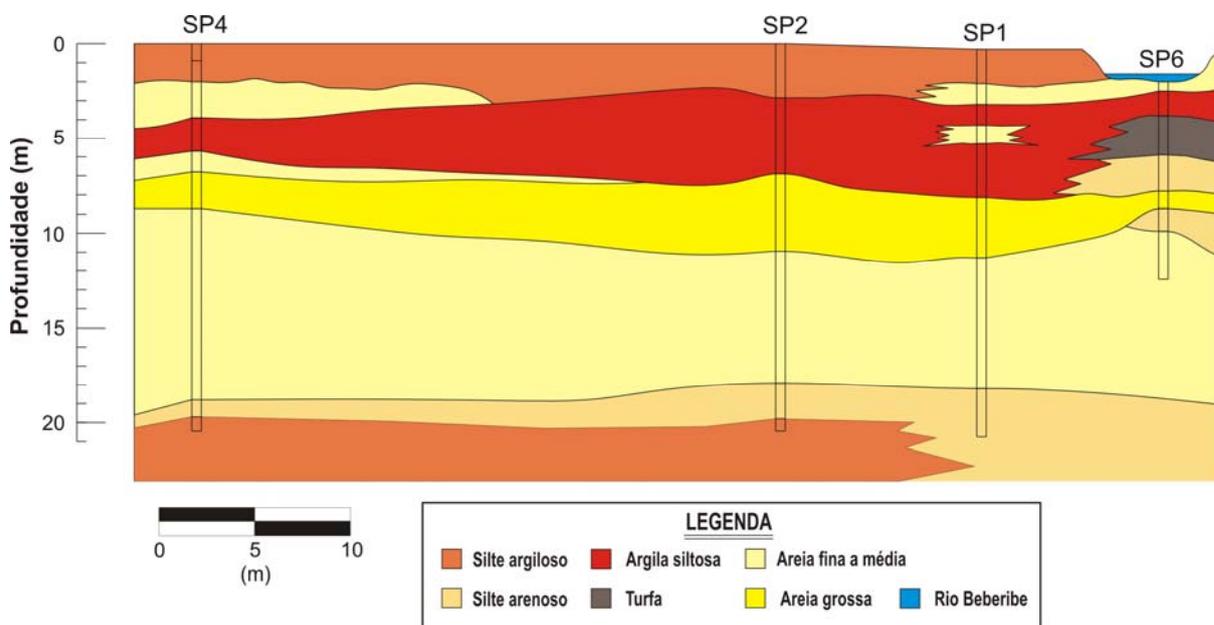


Figura 5.11 - Seção litológica transversal ao rio Beberibe.

Seção Litológica Paralela ao Rio Beberibe

Esta é a seção constituída pelos furos SP5, SP2 e SP3, situa-se quase que paralela ao eixo do rio Beberibe, no trecho próximo a EE Caixa d'Água (Figura 5.12).

De forma geral, ela confirma o padrão litológico estabelecido na área, evidenciando-se a alternância de material argiloso e arenoso, identificando e individualizando os diferentes níveis, inclusive o horizonte produtor (aquífero).

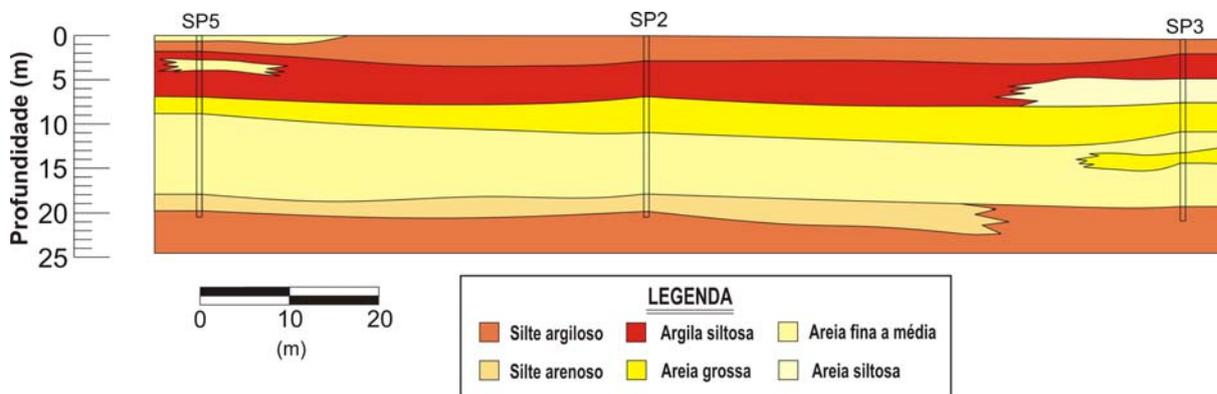


Figura 5.12 - Seção litológica paralela ao rio Beberibe.

A seguir, algumas fotos ilustrando o trabalho realizado na perfuração dos furos de sondagens (Figuras 5.13 a 5.15).



Figura 5.13 - Perfuração dos furos de sondagem, SP2.



Figura 5.14 - Furo de sondagem no leito do rio, SP6.



Figura 5.15 - Amostrador e caixa de amostragem dos furos de sondagem / SPT.

5.3 Instalação dos Piezômetros

Conforme definido no planejamento das sondagens, os cinco furos de sondagens foram aproveitados como poços de observação com tubo PVC de 1 (uma) polegada e a extremidade acima do solo foi protegida por um tubo de aço de 1,20 m. A instalação da tubulação para o poço de observação (Figura 5.16) foi feita logo após a conclusão da perfuração de cada um dos furos, e para o trecho do filtro

dos poços foram feitas ranhuras transversais ao tubo a cada 10 cm, com 0,8mm de espessura, ao longo de 10 metros de comprimento, iniciando a partir dos 8,00 metros de profundidade.



Figura 5.16 - Instalação dos poços de observação (piezômetros), SP4 e SP5.

Após a instalação dos piezômetros, realizou-se a limpeza dos mesmos para retirada da bentonita, utilizado na perfuração, e material sólido suspenso retido no interior do poço (Figura 5.17). Imediatamente após a limpeza dos poços, com injeção de água através de bomba, foi colocado cascalho no espaço anelar do poço, para servir como pré-filtro, no trecho onde estavam posicionados os filtros.

Mesmo com a limpeza dos poços de observação, realizada pela equipe da perfuração, ficou constatado que alguns destes estavam obstruídos, provavelmente por resquícios de material fino (bentonita) na parede do furo. Para realizar uma desobstrução e desagregação das partículas finas das paredes, foi utilizado hexametáfosfato, despejado no interior dos poços e deixado por um intervalo superior a 24 horas. Além disso, posteriormente foi realizada injeção de ar (Figura 5.18) com uso de um compressor fornecido pelo Laboratório de Hidrogeologia da UFPE. Nos poços SP1 e SP2 (mapa de localização, Figura 5.9), apenas a injeção de ar não foi suficiente, pois, em poucos minutos já não havia mais saída de água. Para

tais poços foi necessário trabalhar com a injeção de água e ar simultaneamente, já que a água é um agente na desagregação das partículas finas.



Figura 5.17 - Limpeza dos poços de observação, injeção de água por bomba.



Figura 5.18 - Desobstrução dos poços de observação, injeção de ar por um compressor, em um primeiro momento e após alguns dias.

5.4 Instalação do Poço de Produção

O principal instrumento para o projeto filtração em margem é o poço de produção. Foi discutido com a equipe da COMPESA, através do Geólogo Hélio Paiva, o projeto para o poço de produção, chegando a um termo de referência com as seguintes características para o projeto do poço de produção (Figura 5.19): posicionamento próximo ao poço de observação SP2, aproximadamente no centro da área da estação elevatória; profundidade de 30 metros; diâmetro de perfuração 12 ¼ polegadas; diâmetro do poço de 6 polegadas; método de perfuração rotativa com circulação direta; duas seções de filtro, nas profundidades de 6 a 12 metros, e 24 a 30 metros.

Através da análise das seções litológicas, observou-se a existência de uma camada com características de areia média a grossa nas profundidades aproximadas de 6 a 10 metros. Avalia-se que o trecho da interface de interação do rio com o aquífero seja a montante do ponto onde existem estacas pranchas, construídas para elevar o nível d'água. Com camada de areia grossa haverá uma condução preferencial da água que infiltra-se do rio. Essa camada apareceu em todos os furos de sondagem e deve se estender ao longo do vale do rio, havendo possibilidade de outras zonas de maior interação entre a água do rio e a água subterrânea mais a montante da região de estudo. Para uma melhor investigação e observações, foram sugeridas duas seções filtros (um superior e outro inferior) e a utilização de um packer a ser construído pela equipe de perfuração do poço. O packer iria funcionar como um separador para as duas regiões de captação, possibilitando avaliar água da mistura (filtro superior) e originalmente subterrânea (filtro inferior). A figura 5.20 ilustra a idealização da construção do 'packer'. O bombeamento separadamente poderia trazer informações da dinâmica que ocorre na interação da água superficial e água subterrânea, pois mesmo o filtro inferior poderia captar água originalmente do rio Beberibe com tempo de residência bem superior ao captado pelo filtro superior.

As figuras 5.21 a 5.22 ilustram o trabalho de perfuração do poço, com auto-circulação de lama. O fluido de perfuração utilizado foi o Polysafe 2000. Durante a execução do mesmo, constatou-se dificuldade em passar da profundidade dos 25 a 28 metros devido ter se encontrado um material argiloso de resistência. A figura 5.23 mostra a caixa de amostragem final na execução da perfuração. Esta zona era

exatamente onde se pretendia colocar o filtro inferior por considerar que se alcançaria uma zona aquífera semiconfinada, impossibilitado a execução deste e não sendo mais necessário o uso do packer. Sendo assim, o perfil final do poço de produção alcançando 15 metros de profundidade está descrito na figura 5.24.

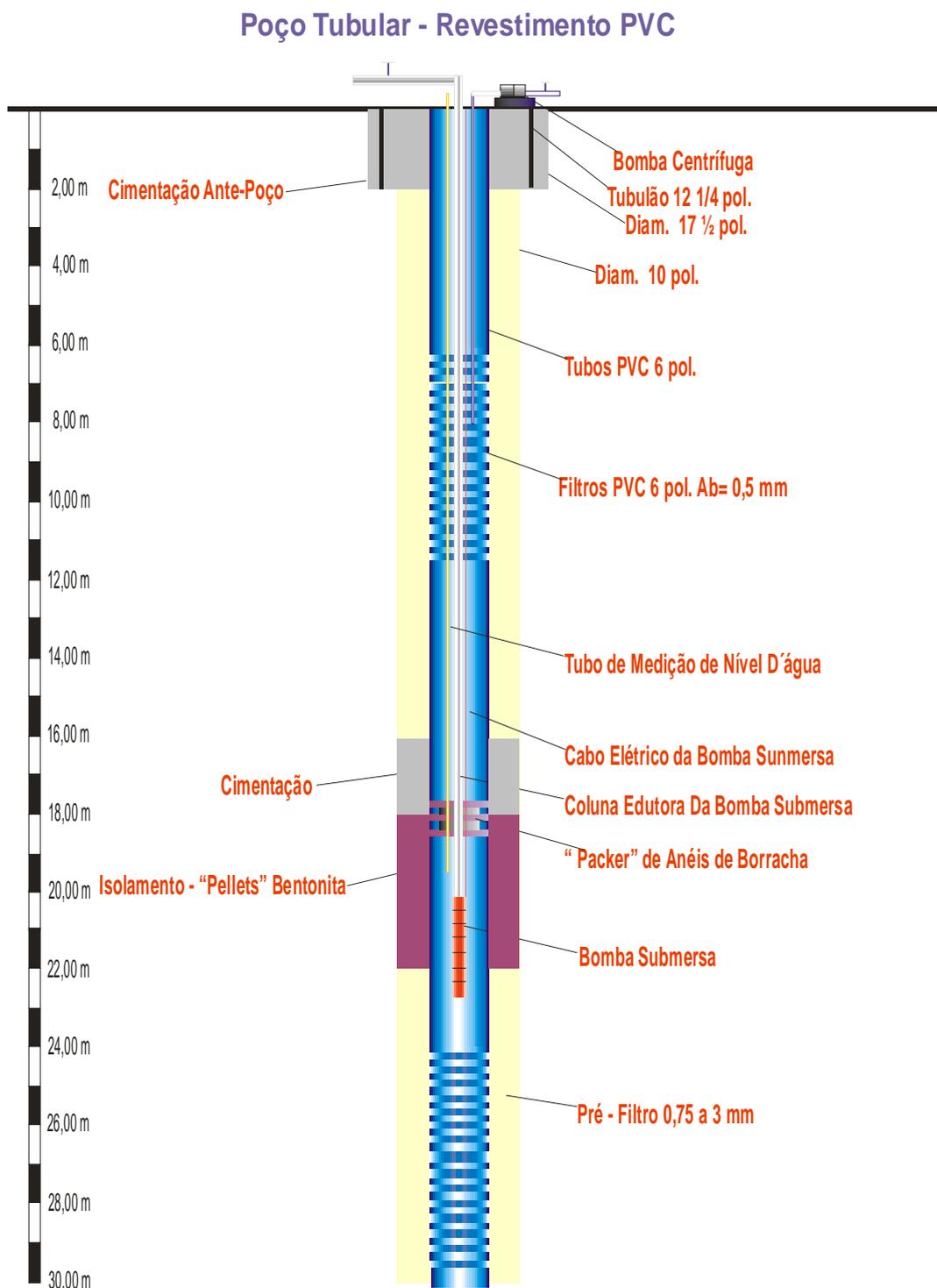


Figura 5.19 - Projeto construtivo do poço de produção, que posteriormente sofreu modificações.

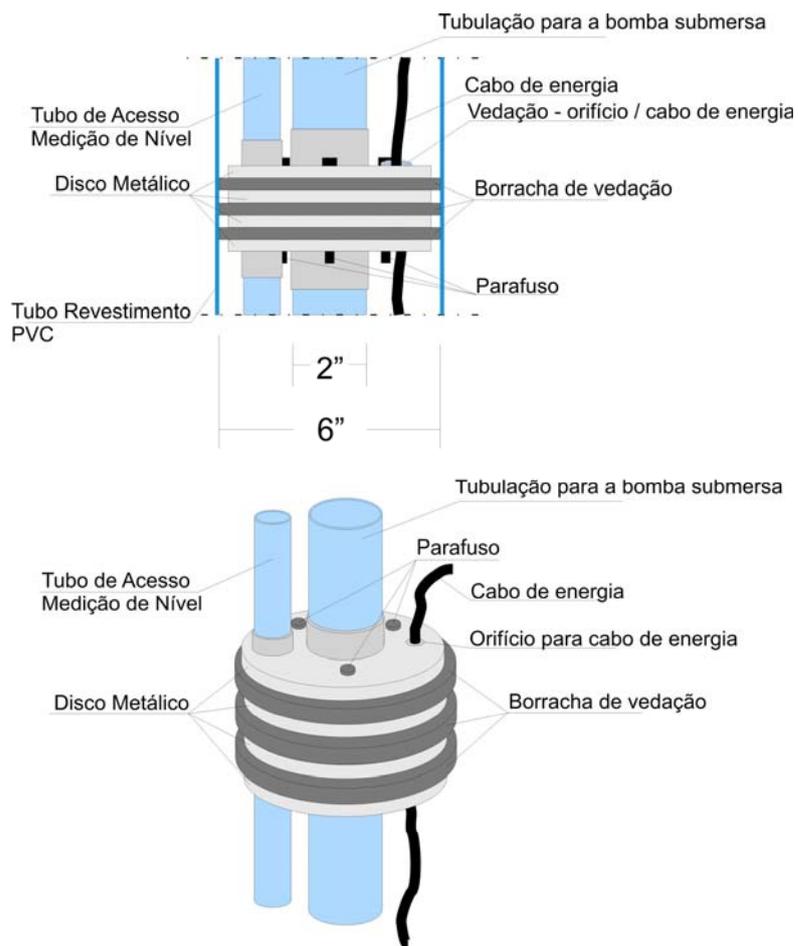


Figura 5.20 - Esquema do detalhamento para a construção do packer.



Figura 5.21 - Perfuração do poço de produção na EE Caixa d'Água, no primeiro plano observa-se o tanque para a lama e a calha para circulação.



Figura 5.22 - Perfuração do poço de produção na EE Caixa d'Água.

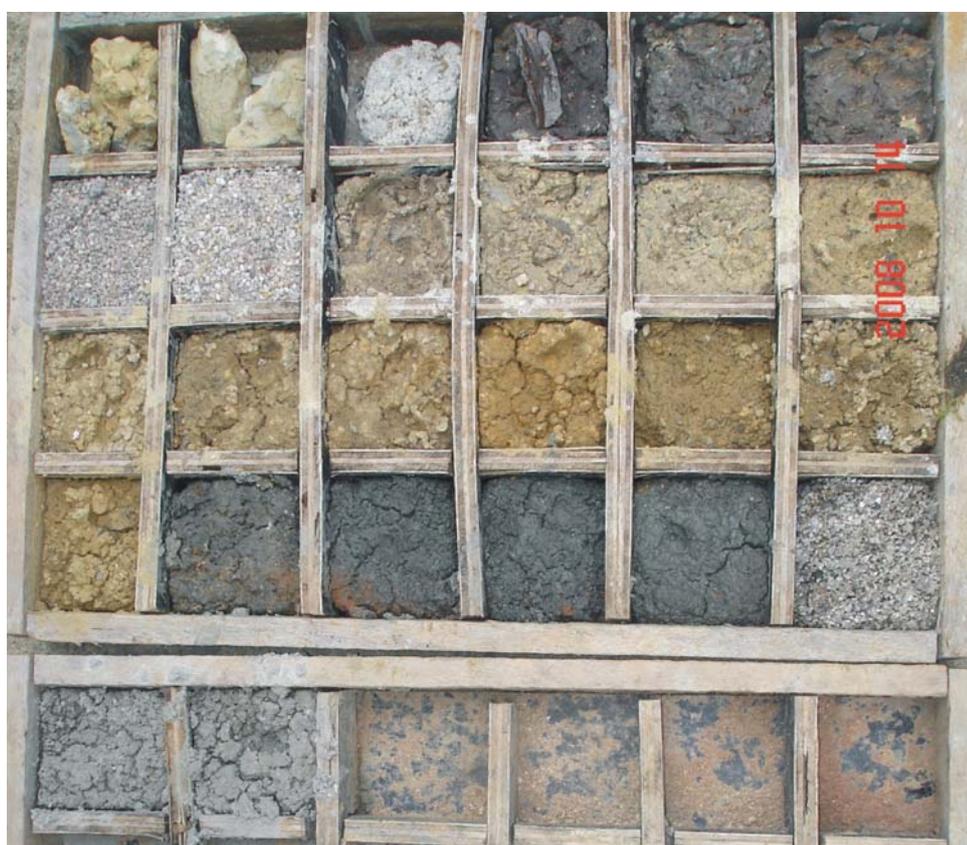


Figura 5.23 - Caixa de amostragem final do poço de produção.



PERFIL LITOLÓGICO E CONSTRUTIVO

MUNICÍPIO: Olinda

LOCALIDADE: Estação Elevatória de Caixa D'água

DESCRIÇÃO LITOLÓGICA	FORM	PERFIL	PROFUN.	PERFIL DO POÇO
0,00 - 3,00 Material argilo-siltoso acinzentado (cinza-claro).			+ 0,50 0,00	
3,00 - 4,00 Argila fétida, com material orgânico, cinza-claro.			2,00	
4,00 - 6,00 Argila, algo siltosa, cinza-claro.			5,50	
6,00 - 8,00 Areia tamanho cascalho/seixo, angulosa, medianamente selecionada, com fragmentos de feldspato, acinzentada.			11,50	
8,00 - 12,00 Silte areno-argiloso, grã da areia fina, coloração bege.			14,00	
12,00 - 15,00 Silte argiloso, castanho claro. Os grãos arenosos na amostra são provenientes do nível 6 a 8 metros.			26,00	
15,00 - 23,00 Argila cinza, com fragmentos de quartzo médio/grosseiros angulosos.				
23,00 - 24,00 Areia tamanho cascalho, angulosa, média a boa seleção, feldspática, acinzentada.				
24,00 - 26,00 Silte argiloso, muito pouco arenoso, cinza-claro.				
CARACTERÍSTICA DO AQUIFERO				
DENOMINAÇÃO: Sedimentar	UNID. ESTRATIGRÁFICA:	INTERPRETAÇÃO		
TIPO:		MÉTODO:		
<input type="checkbox"/> LIVRE	<input type="checkbox"/> SEMI-LIVRE	CARACT. HIDRODINÂMICAS		
<input checked="" type="checkbox"/> CONFINADO	<input type="checkbox"/> SEMI-CONFINADO			
ESPESSURAS:		T(m²/s):		
CAPTADA: 6,00 metros	TOTAL ESTIMADA:	k (m/s):		
ENTRADA D'ÁGUA:		S:		
TIPO DE FRATURAS:		Q/S (m³/H/m)		
COTAS:				
NE:	TOPO AQUIFERO:			

Carla Ultras Rodrigues

Figura 5.24 - Perfil litológico e construtivo do poço de produção perfurado.

5.5 Ensaio Slug Test e Bail-Down Test

Um dos parâmetros mais importantes para a avaliação da interação entre rio e aquífero é a drenança, traduzida pela condutividade hidráulica do leito do rio e sua espessura. No trabalho de Fox (2004) foram analisados testes para estimar este parâmetro: análise do tamanho dos grãos, slug test, teste de permeâmetro in situ, medidas de fluxo de infiltração. Fox verificou que a variabilidade espacial entre transversais ao rio é maior que a variabilidade das medições da condutividade hidráulica do leito do rio entre as diferentes técnicas. Sendo assim, a seleção de um método particular é menos importante do que fazer múltiplas medições na área em estudo.

Foram realizados ensaios Slug Test e Bail-Down Test (EPA, 1994; ASTM, 2002) nos poços de observação para avaliar o parâmetro de condutividade hidráulica na formação aquífera livre e se há variações espaciais na área da estação elevatória. O Slug Test e o Bail-Down Test são alternativas aos testes de bombeamento e podem ser realizados em poços de monitoramento de pequeno diâmetro, como os poços de observação instalados na área de estudo. Estes testes podem ser realizados para determinar os parâmetros hidráulicos da formação na vizinhança do poço de monitoramento, e consistem em elevar ou rebaixar rapidamente um volume de água no poço (testes Slug e Bail-Down, respectivamente), procedendo-se em seguida a medição e análise da taxa com que este volume é drenado através do aquífero.

Foi confeccionado um dispositivo para produzir a variação de volume dentro do poço usando um tubo em PVC de 1 metro de comprimento e ½ polegada de diâmetro, preenchido com cimento, em uma das extremidades foi colocada uma ponta de madeira para o dispositivo penetrar na água mais facilmente e na outra extremidade foi colocado um gancho para fixar o cabo de aço (Figura 5.25); este dispositivo foi utilizado para ocasionar a variação brusca no nível d'água no interior do poço de observação e com uma leitura do nível através de um sensor (Levellogger da Solinst) foi possível correlacionar as informações da variação do nível d'água para a condutividade hidráulica da camada do aquífero na proximidade do filtro. A figura 5.25 mostra o momento de introdução do dispositivo no poço, com um detalhe do dispositivo. A figura 5.26 ilustra o equipamento sensor de nível Levellogger sendo colocado no poço com o sensor em detalhe. O levellogger é o

equipamento mais avançado atualmente para medição de pressão d'água, correlacionando-se diretamente com altura d'água. Ele consegue registrar medições a cada meio segundo com precisão de 1mm. Também foi utilizado um tripé para garantir a fixação do sensor de nível na posição. A realização dos ensaios em todos os piezômetros ocorreu no dia 25/04/2008.



Figura 5.25 - Colocação do dispositivo para produzir a variação de nível d'água no piezômetro SP4 (superior), e detalhe do dispositivo (inferior).

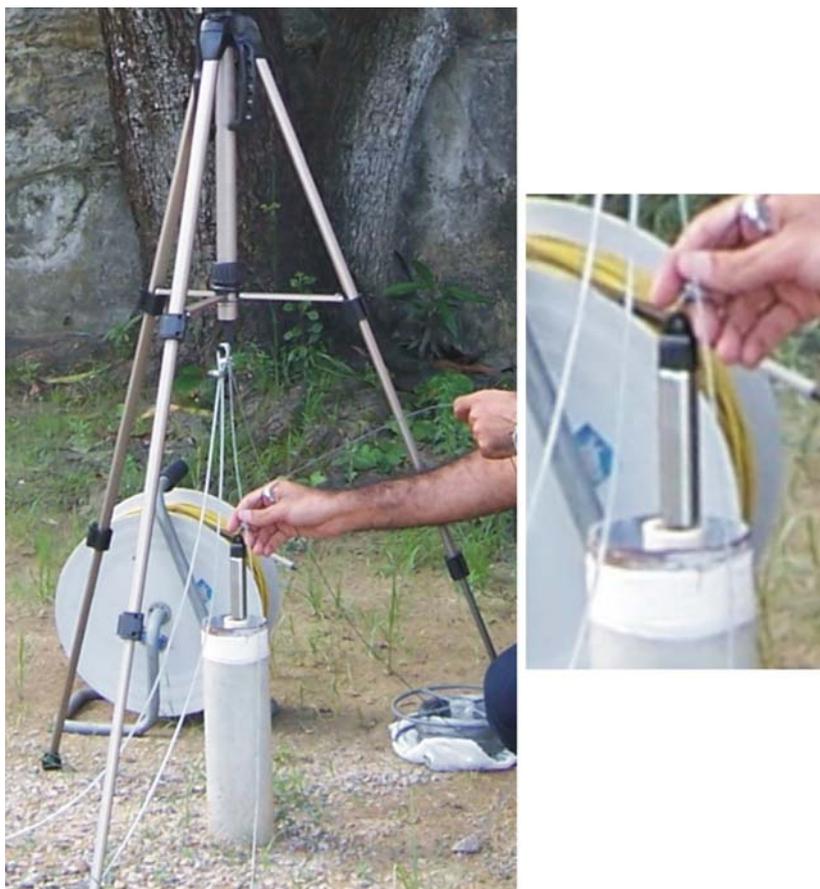


Figura 5.26 - Colocação do sensor de nível Levellogger da Solinst e no piezômetro SP4, com um detalhe do sensor.

Os valores observados nos testes não variaram muito de um piezômetro para outro. De forma geral, os gráficos para o piezômetro SP2 (figuras 5.27 e 5.28) ilustram os valores de condutividade hidráulica observados na área. Foi adotado o Método de Hvorslev como método interpretativo. Este método é aplicado a aquíferos livres utilizando poços ou piezômetros, podendo ser parcialmente penetrante no aquífero. A determinação da condutividade hidráulica K em sua vizinhança é feita a partir de parâmetros do poço e da curva com dados de campo de $\log_{10}(h/h_0)$ vs. tempo, onde ' h_0 ' é carga potenciométrica inicial no poço e ' h ' são as cargas posteriores decorrentes da drenagem através do aquífero. A figura 5.27 mostra o gráfico de $\log_{10}(h/h_0)$ vs. tempo para o Slug Test, e a figura 5.28 para o Bail-Down Test. Os gráficos foram confeccionados no software Aquifer Test 3.5 da Waterloo Hydrogeologic. Com a entrada das informações do poço e configuração do método escolhido, o programa gera o gráfico $\log_{10}(h/h_0)$ vs. tempo e fornece o valor da condutividade hidráulica calculada. Ainda é possível alterar o posicionamento da reta

de alinhamento dos pontos no gráfico a fim de ajustar a uma posição mais adequada. Isto resulta em experiência e prática no manuseio dos gráficos para testes em águas subterrâneas.

Os valores fornecidos pelo Aquifer Test para os ensaios Slug Test e Bail-Down Test para o piezômetro SP2 foram, respectivamente, $1,7e-05$ m/s e $1,4e-05$ m/s. Os outros testes para os demais piezômetros ficaram em média em torno de $1,5e-05$ m/s. Os ensaios mostram que na área há uma taxa de condutividade hidráulica razoável, principalmente devido à camada de areia grossa identificada nos perfis litológicos. Como na perfuração dos furos de sondagem utilizou-se bentonita, que talvez tenha penetrado nos poros, é possível que a condutividade hidráulica real seja um pouco maior. As figuras 5.29 e 5.30 ilustram a realização dos testes na área de estudo.

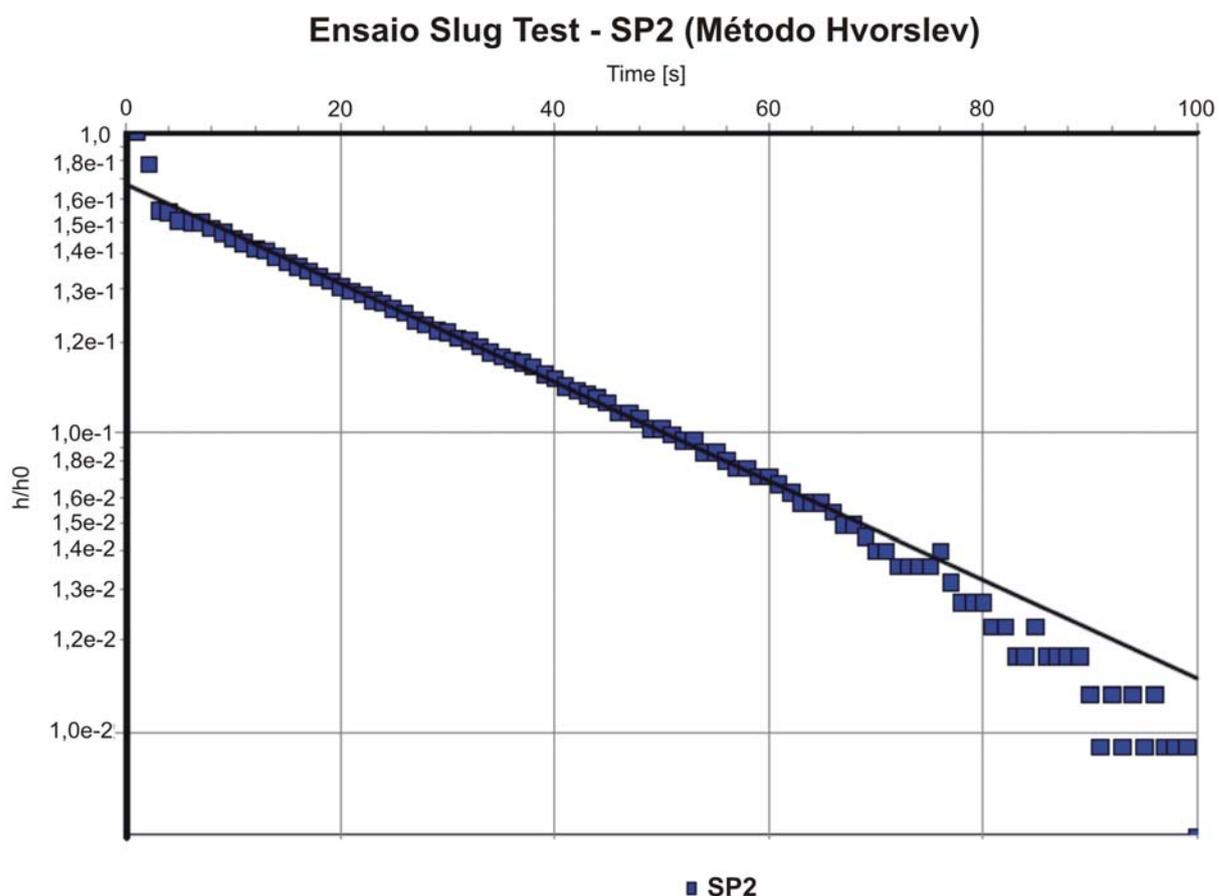


Figura 5.27 - Ensaio Slug Test para o piezômetro SP2, gráfico Log (h/h_0) vs. tempo.

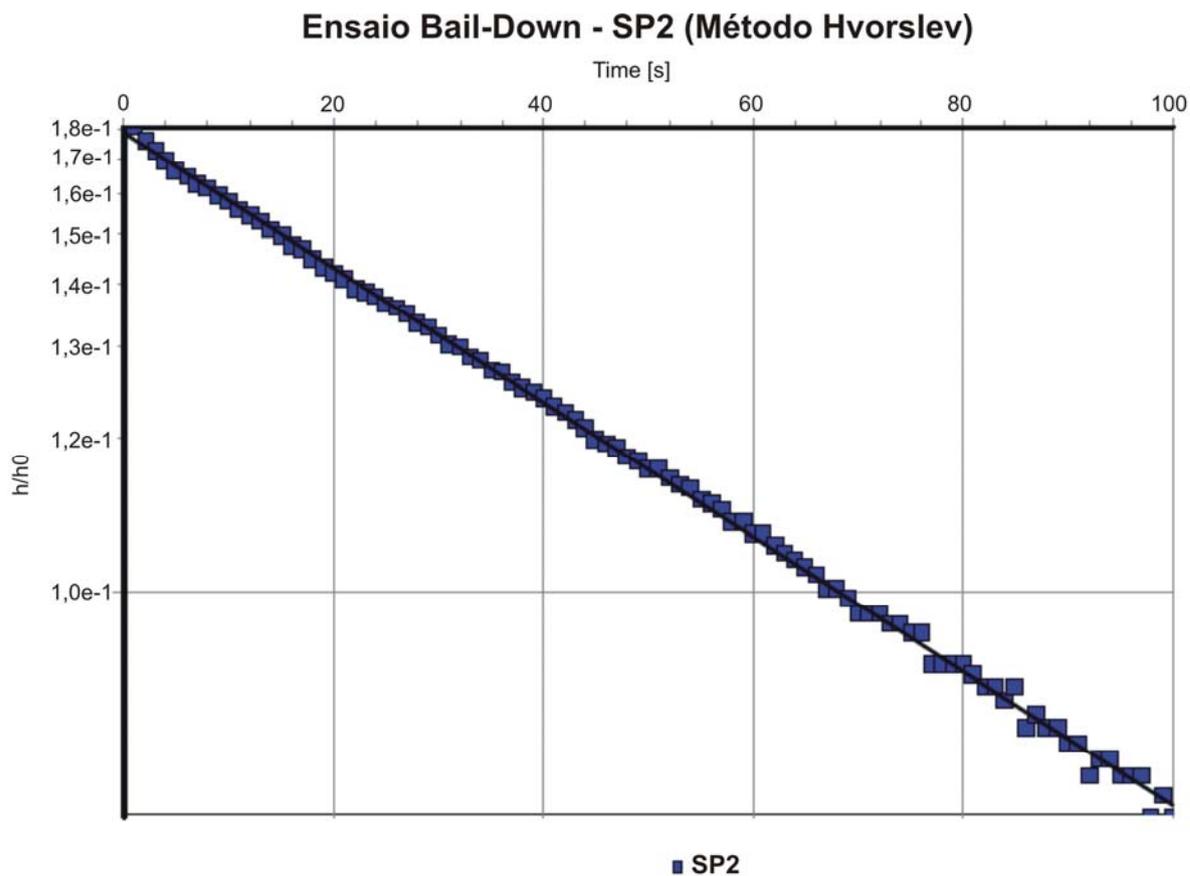


Figura 5.28 - Ensaio Bail-Down Test para o piezômetro SP2, gráfico Log (h/h_0) vs. tempo.



Figura 5.29 - Realização do ensaio Slug Test e Bail-Down Test no piezômetro SP2.



Figura 5.30 - Realização do ensaio Slug Test e Bail-Down Test no piezômetro SP4.

5.6 Teste de Aquífero

Os parâmetros de caracterização de uma formação aquífera são usualmente determinados através de teste de aquífero. Este teste é desenvolvido efetuando o bombeamento e anotando a taxa de decaimento do nível de água por tempos pré-determinados. Os dados da relação rebaixamento vs. tempo são então interpretados, para determinação dos parâmetros hidrodinâmicos do aquífero.

Em função das condições hidrodinâmicas de cada tipo de aquífero (confinado, não drenante ou drenante e livre) associadas ao comportamento da evolução dos rebaixamentos (regime permanente ou transiente), existe uma grande quantidade de métodos de interpretação de testes de aquífero (CPRM, 2008).

Vários fatores podem interferir na qualidade de resultados dos testes de aquíferos. Para minimizá-los, algumas suposições serão assumidas para melhor avaliação dos mesmos, são elas: o poço de bombeamento possui filtro apenas no aquífero testado; e todos os poços de observação (monitoramento) possuem filtro somente no aquífero testado;

Na área de estudo não há poços próximos a fim de interferir no regime de fluxo para o poço de produção em análise. O teste de aquífero foi realizado no dia 25/11/2008, alguns dias após a execução da perfuração do poço e a limpeza do mesmo. As medições dos rebaixamentos dos níveis nos poços de observação foram realizadas com alguns sensores de nível Levellogger da Solinst e com o uso do medidor de nível tradicional. O teste teve duração de 13 horas e foi executado a uma vazão constante de $9,5\text{m}^3/\text{h}$. A vazão foi controlada e observada durante todo o teste através do escoador de orifício circular, na figura 5.31 é possível ver o escoador instalado. Observa-se que os equipamentos da perfuração do poço ainda encontravam-se no local, e que foi colocado um sistema com tubos para derivação da água bombeada, afim de não retornar para o aquífero. As informações observadas no rebaixamento e recuperação dos níveis potenciométricos estão apresentadas na figura 5.32, e a figura 5.33 mostra o gráfico do rebaixamento ao longo do tempo, em escala semilogarítmica. Observa-se no gráfico dos rebaixamentos durante o teste de aquífero, que após 5 horas e meia (330 minutos) aproximadamente os níveis potenciométricos tenderam a estabilidade, com exceção dos piezômetros SP3 e SP5 que ainda tiveram mais um pequeno rebaixamento, pois estes estão a uma maior distância do poço de produção. Observando o gráfico do rebaixamento do longo do tempo, confirma-se a tendência de que após aproximadamente 330min do início do bombeamento os rebaixamentos praticamente estabilizaram. Isto demonstra que a partir deste ponto houve um aporte de recarga para suprir a vazão que está sendo bombeada e com isto os rebaixamentos não aumentam.



Figura 5.31 - Escoador de orifício circular utilizado no teste de bombeamento.

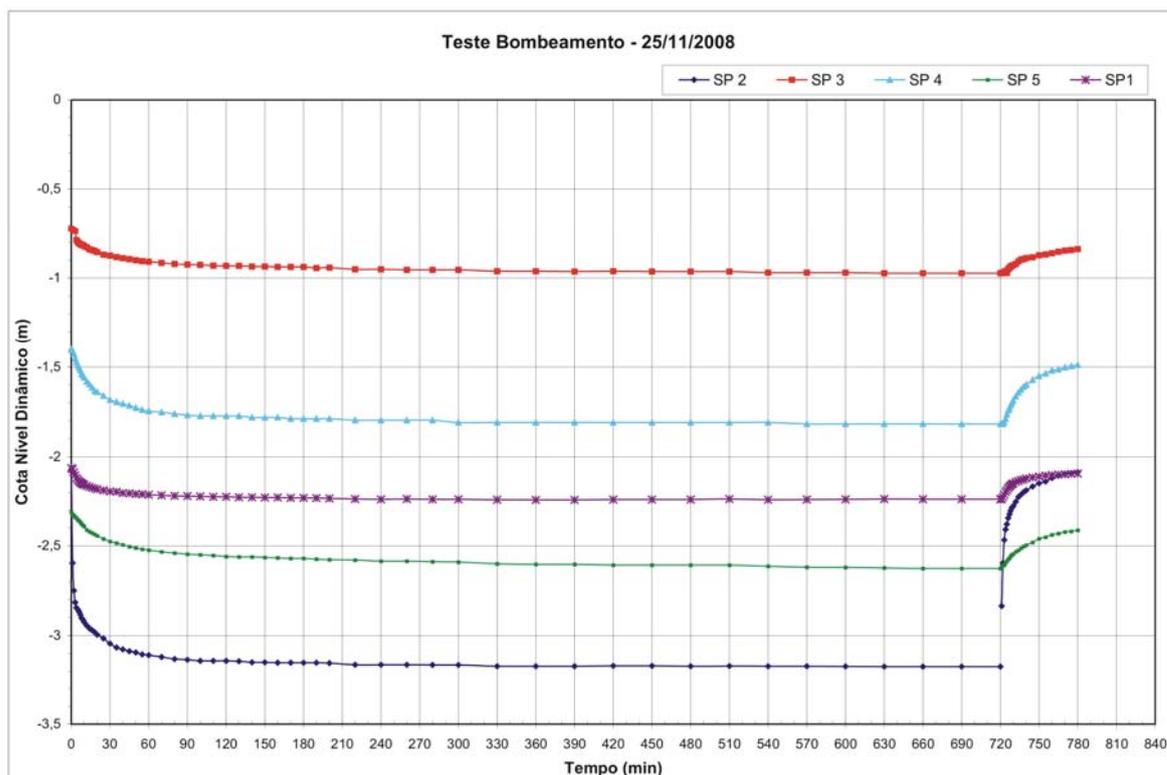


Figura 5.32 - Cotas dos níveis potenciométricos, no rebaixamento e recuperação durante o teste de bombeamento.

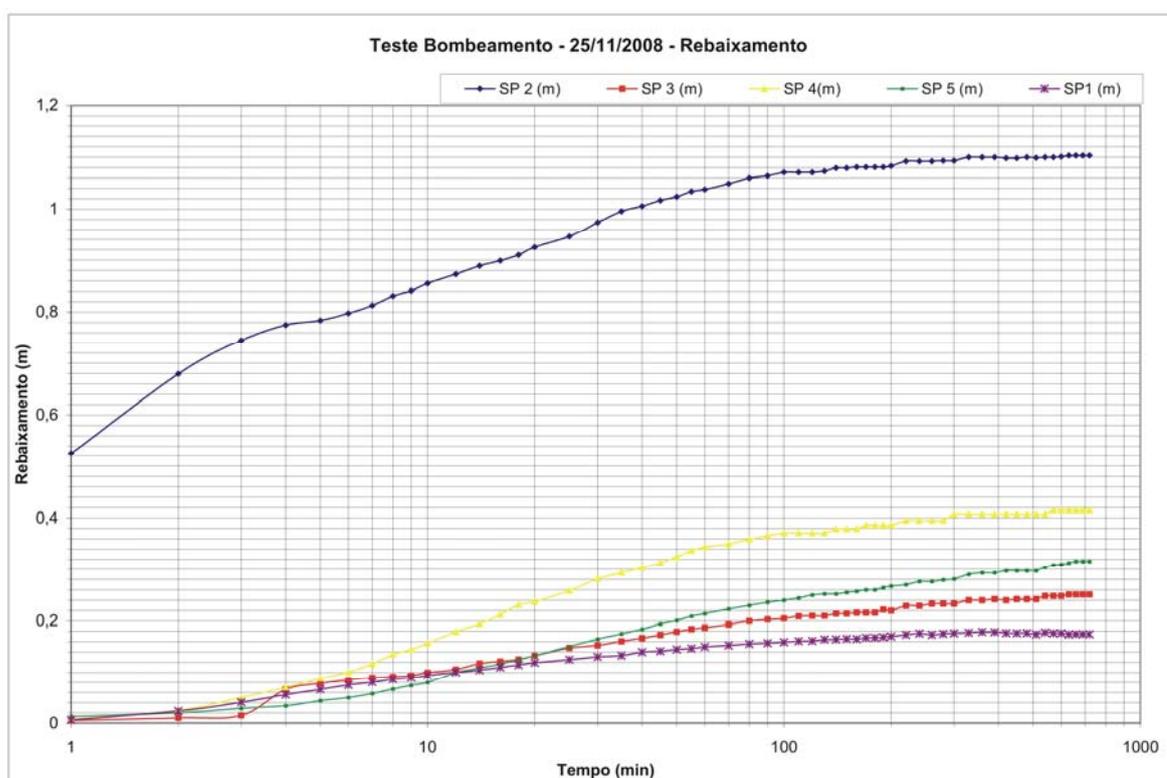


Figura 5.33 - Rebaixamento observado durante o teste de bombeamento (eixo do tempo em escala logarítmica).

Com as observações dos rebaixamentos nos piezômetros e através do uso do software Aquifer Test 3.5 foram traçados os gráficos para determinação dos parâmetros do aquífero. Algumas tentativas foram realizadas e pelas considerações adotadas, observou-se os métodos de Theis e Cooper-Jacob, ambos para a condição de aquífero livre. As figuras 5.34 e 5.35 ilustram os gráficos de rebaixamento vs. tempo no método de Cooper-Jacob, para os piezômetros SP2 e SP4, respectivamente. Já as figuras 5.36 e 5.37 ilustram os gráficos para o método de Theis, para os piezômetros SP1 e SP5. Os valores de condutividade hidráulica observados nos dois métodos são apresentados na tabela 5.1. Observa-se que os valores para o método de Cooper-Jacob foram sempre maiores do que os calculados pelo método de Theis, já que o método de Cooper-Jacob faz mais algumas considerações simplificadoras. Pode-se concluir que o valor de condutividade hidráulica é de aproximadamente $3,0 \times 10^{-4}$ m/s para a formação aquífera na região do poço de produção da EE Caixa d'Água, o que é considerado uma boa condutividade hidráulica. Isto confirma a expectativa que a camada de areia grossa observado nos furos de sondagem possui uma boa capacidade de fluxo.

Tabela 5.1 - Valores de condutividade hidráulica calculados pelos métodos de Theis e Cooper-Jacob para os 5 piezômetros na área de estudo.

Piezômetro	Theis	Cooper-Jacob
SP1	6,03e-04 (m/s)	6,40e-04 (m/s)
SP2	1,56e-04 (m/s)	3,19e-04 (m/s)
SP3	3,22e-04 (m/s)	5,83e-04 (m/s)
SP4	1,78e-04 (m/s)	2,30e-04 (m/s)
SP5	2,59e-04 (m/s)	3,26e-04 (m/s)
MÉDIA	2,59e-04 (m/s)	3,26e-04 (m/s)

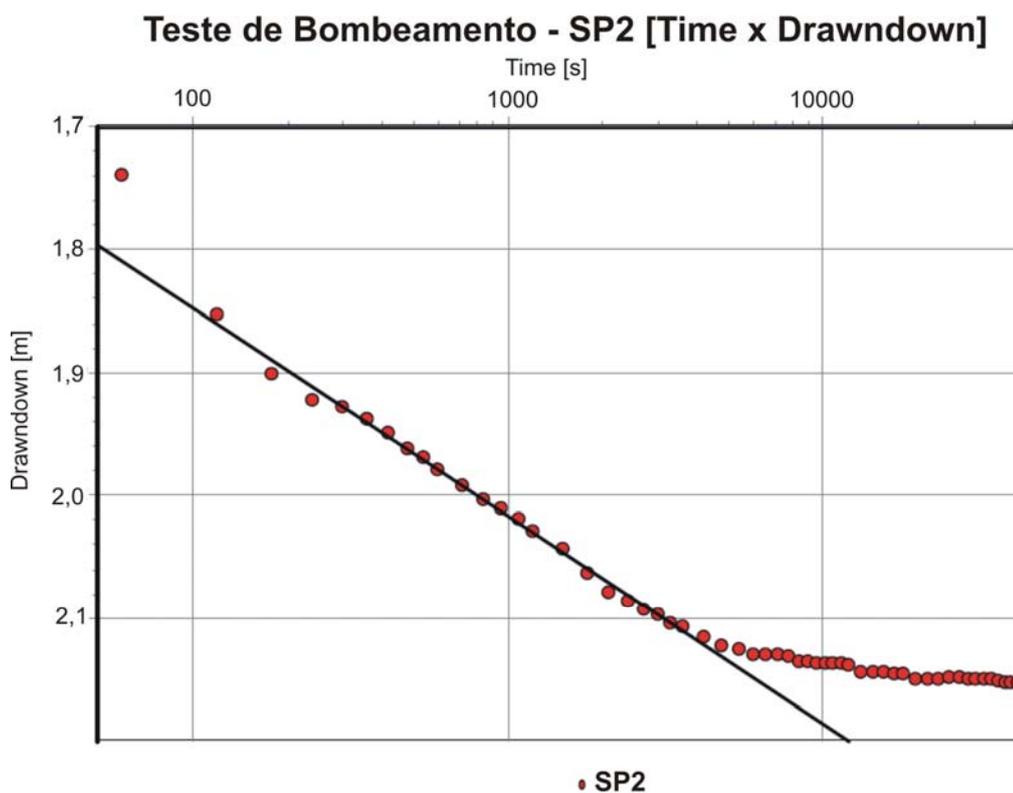


Figura 5.34 - Gráfico de rebaixamento vs. tempo calculado para o método de Cooper-Jacob, para o piezômetro SP2.

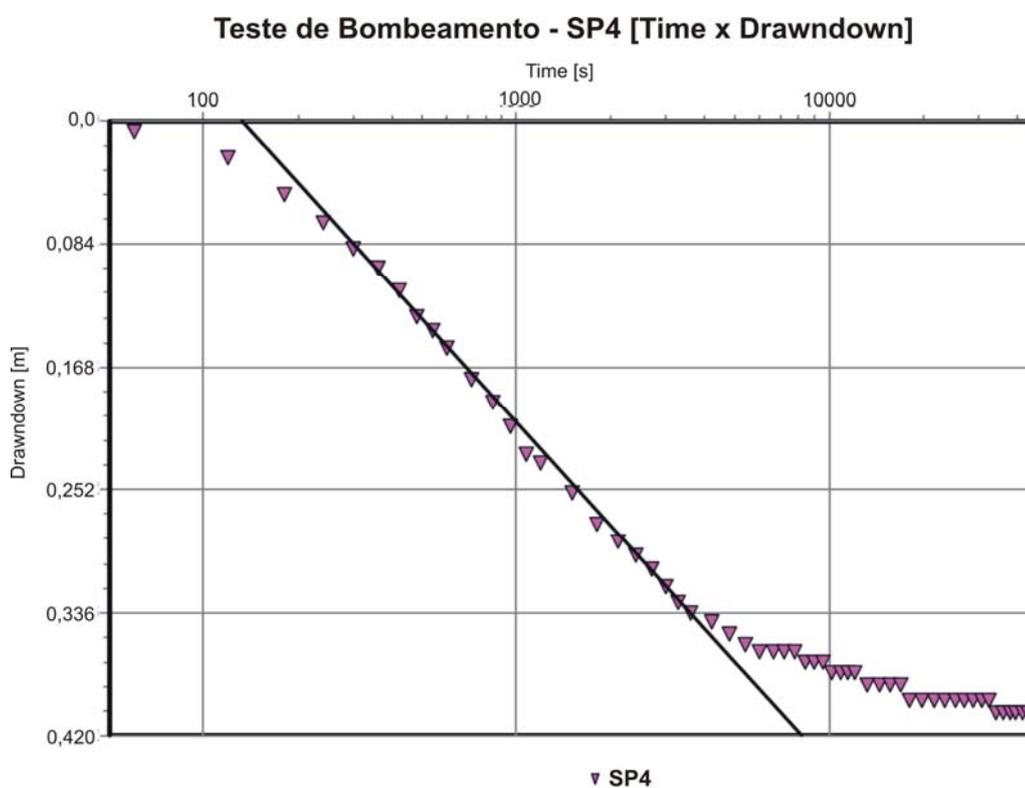


Figura 5.35 - Gráfico de rebaixamento vs. tempo calculado para o método de Cooper-Jacob, para o piezômetro SP4.

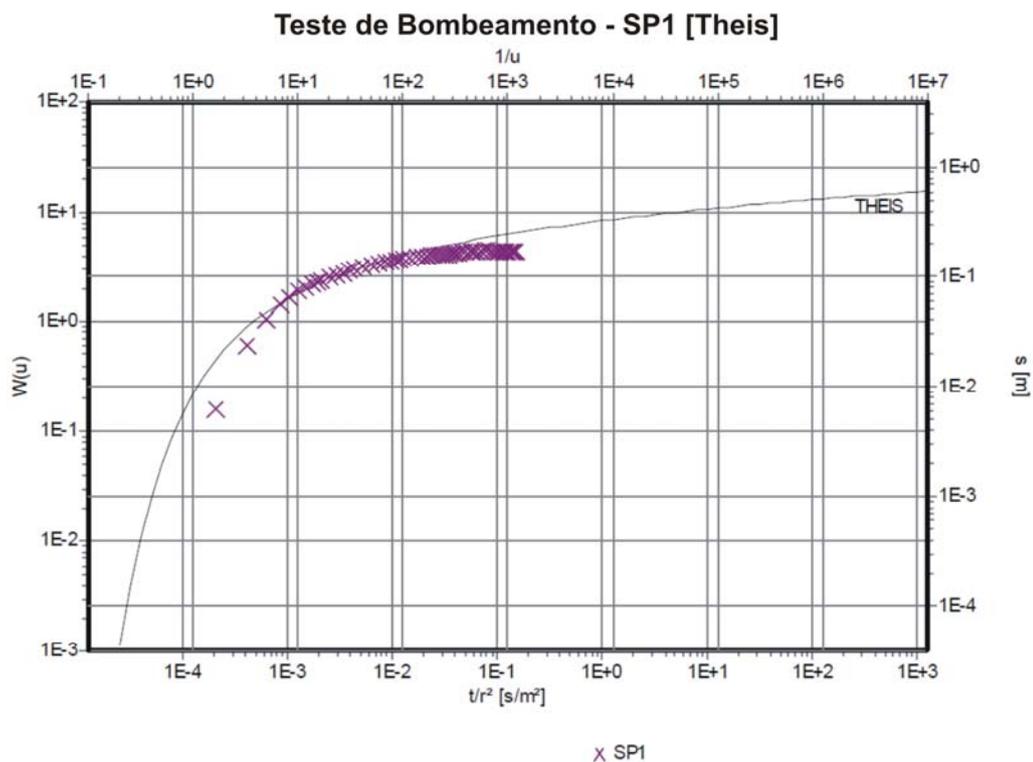


Figura 5.36 - Gráfico com $W(u)$, $1/u$, t/r^2 , e rebaixamento calculado para o método de Theis, para o piezômetro SP1.

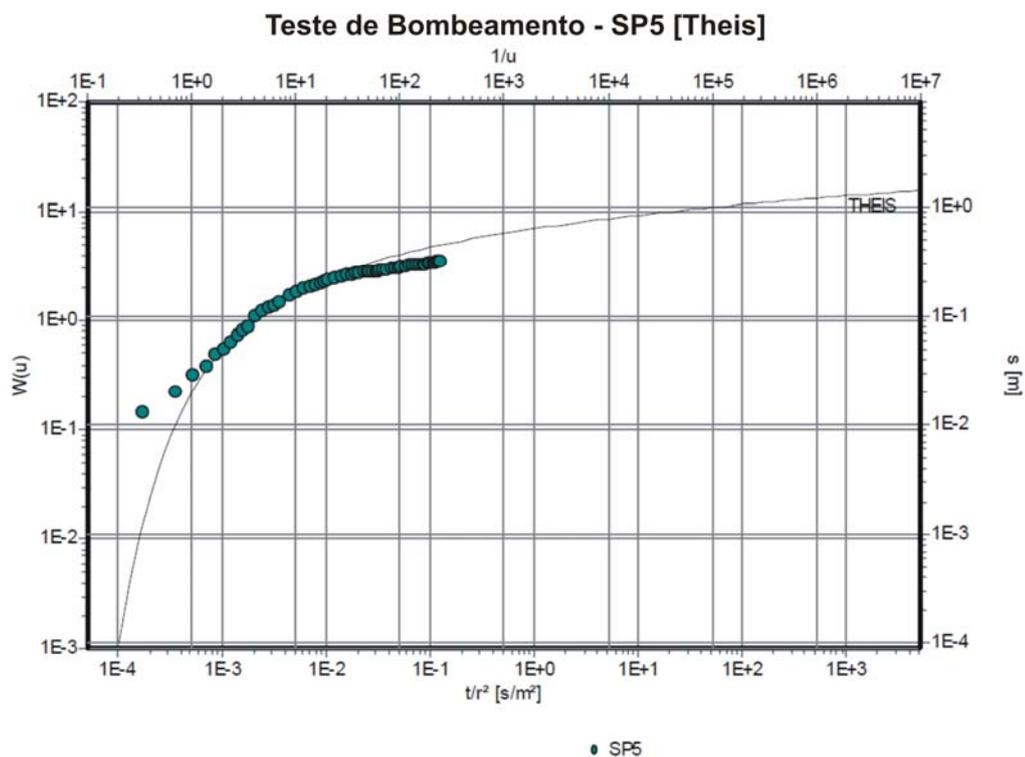


Figura 5.37 - Gráfico de $W(u)$ vs. $1/u$, e rebaixamento calculado para o método de Theis, para o piezômetro SP5.

Apesar do teste de bombeamento ter sido realizado a vazão constante de $9,5\text{m}^3/\text{h}$, a bomba foi substituída e as vazões bombeadas estão sendo maiores. Foram realizados medições de vazão volumétrica após o início de operação do poço de produção. Com a utilização de um tonel de 240L, foram medidas vazões durante seis semanas distintas, em cada dia com 3 repetições. A água bombeada está provisoriamente sendo desviada para uma caixa de passagem, onde a água retorna para o rio Beberibe. A figura 5.38 mostra a execução da medição da vazão. Em média as vazões de bombeamento observadas, posteriormente ao início do bombeamento, ficaram na ordem de $12,6\text{m}^3/\text{h}$, com o uso da nova bomba.



Figura 5.38 - Medição da vazão do poço de produção pelo método volumétrico, após o início do regime permanente.

5.7 Monitoramento dos Piezômetros e Poço de Produção

Para um acompanhamento dos processos de atenuação da poluição da água do rio Beberibe, que ocorre por filtração nas margens, é necessário um monitoramento tanto quantitativo como qualitativo. Neste projeto de pesquisa pretender-se-ia realizar, um monitoramento de pelo menos um ano, observando as possíveis variações sazonais. No entanto, devido a dificuldades operacionais, principalmente para a construção do poço, só foi possível o acompanhamento ao longo de 12 semanas (março, abril e maio de 2009).

Para um melhor entendimento da atenuação da poluição na água que ocorre devido aos processos biogeoquímicos para a remoção de impurezas e microorganismos patogênicos, é necessário o acompanhamento de análises d'água tanto do rio Beberibe, da água bombeada, como também nos poços de observação. Além dos 5 poços de observação já existentes, será recomendada a construção de outros em profundidades diferentes, para que se tenha condições de avaliar as fases da atenuação na passagem da água pelo subsolo. O monitoramento do nível d'água nos poços de observação é importante na avaliação do fluxo subterrâneo, seu direcionamento principal, como também a variação no cone de rebaixamento ocasionado pelo poço de produção

Antes de iniciar o monitoramento dos níveis potenciométricos, realizou-se levantamento de posicionamento dos poços de observação. Foi feita medição de coordenadas UTM com uso de GPS geodésico (Figura 5.39), equipamento do Laboratório de Hidráulica da UFPE. As coordenadas são apresentadas na tabela 5.2. Além disso, foram realizadas medições de desnível entre os pontos de monitoramento e um ponto referência das instalações física da estação elevatória, adotando como cota 0,00m o piso da casa de bombas da EE Caixa d'Água.

Tabela 5.2 - Coordenadas UTM dos poços de observação, e cotas da boca dos piezômetros segundo ponto de referência adotado.

Poço de Observação	UTM Norte (m)	UTM Leste (m)	Cota (m)
SP1	9115729,681	289814,386	+ 0,803
SP2	9115738,581	289820,575	+ 0,490
SP3	9115776,394	289775,869	+ 0,842
SP4	9115758,429	289843,996	+ 0,498
SP5	9115711,095	289861,097	+0,450



Figura 5.39 - Obtenção de coordenadas UTM, com uso de GPS geodésico.

A tabela 5.3 mostra os dados observados na leitura dos níveis potenciométricos no poço de produção e poços de observação. As cotas estão de acordo com o ponto de referência adotado. Foram feitas cinco medições durante o acompanhamento da perfuração do poço, no período de 19/09/2008 a 10/10/2008; e três medições com o poço perfurado, mas sem estar bombeando, no período de 24/10/2008 a 25/11/2008. Após este período, foi necessário aguardar o processo de compra da bomba e as instalações elétricas para o funcionamento da mesma. No dia 17/03/2009 iniciou-se a operação da bomba, com regime de 24h de bombeamento. A leitura dos níveis no dia 17/03/2009 ocorreu antes do ligamento da bomba. No dia 31/03/2009, foi identificado que a bomba foi desligada inadvertidamente pelo operador da estação elevatória, quando, então, os níveis estabilizaram novamente. Após este imprevisto, a bomba foi novamente ligada e opera ininterruptamente até o presente momento.

Tabela 5.3 - Leitura dos níveis potenciométricos, valores em cota a partir do referencial adotado (piso da casa de bomba da EE Caixa d'Água).

DATA	LEITURA NÍVEIS (m)					
	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	POÇO
19/9/2008	-0,903	-0,750	-0,457	-0,342	-0,840	
24/9/2008	-0,938	-0,770	-0,402	-0,362	-0,865	
25/9/2008	-0,938	-0,780	-0,362	-0,367	-0,865	
8/10/2008	-0,955	-0,760	-0,376	-0,398	-0,880	
9/10/2008	-1,133	-0,820	-0,375	-0,382	-0,880	
10/10/2008	-0,943	-0,777	-0,382	-0,382	-0,873	
24/10/2008	-0,983	-0,820	-0,462	-0,417	-0,900	-0,950
27/10/2008	-1,013	-0,968	-0,435	-0,442	-0,937	-0,997
25/11/2008	-1,083	-0,930	-0,432	-0,452	-0,930	-1,072
17/3/2009	-0,963	-0,845	-0,427	-0,402	-0,915	-1,037
24/3/2009	-1,678	-2,295	-0,727	-0,987	-1,325	-5,482
31/3/2009	-1,036	-0,907	-0,497	-0,512	-0,995	-1,112
2/4/2009	-1,709	-2,320	-0,712	-1,012	-1,360	-5,539
7/4/2009	-1,631	-2,203	-0,607	-0,929	-1,268	-5,539
14/4/2009	-1,458	-2,113	-0,496	-0,792	-1,116	-5,449
16/4/2009	-1,567	-2,175	-0,555	-0,862	-1,196	-5,568
21/4/2009	-1,538	-2,158	-0,518	-0,826	-1,167	-5,540
28/4/2009	-1,578	-2,183	-0,564	-0,867	-1,224	-5,624
30/4/2009	-1,549	-2,137	-0,524	-0,831	-1,186	-5,596
5/5/2009	-1,540	-2,098	-0,550	-0,823	-1,167	-5,627
8/5/2009	-1,566	-2,176	-0,562	-0,855	-1,203	-5,670
13/5/2009	-1,548	-2,155	-0,550	-0,838	-1,183	-5,663
26/5/2009	-1,383	-1,975	-0,357	-0,666	-1,010	-5,580
3/6/2009	-1,483	-2,080	-0,502	-0,767	-1,111	-5,660
6/6/2009	-1,392	-2,003	-0,392	-0,690	-1,028	-5,632

A figura 5.40 ilustra o acompanhamento dos níveis potenciométricos. As leituras de outubro, novembro e dezembro demonstraram uma pequena redução nas cotas. Isto se deve provavelmente ao período seco, onde com poucas chuvas reduz-se tanto a vazão no rio quanto a recarga natural que deve ocorrer. Após o início do bombeamento, com o rebaixamento imediato, os níveis mantiveram-se aproximadamente estáveis durante 6 semanas, quando então as cotas dos níveis potenciométricos tiveram uma pequena elevação de aproximadamente 20cm. Isto se deve ao fato de estar no período de chuvas, demonstrando a resposta imediata às recargas naturais na região. A figura 5.41 mostra os dados após o início da operação da bomba, com informação de precipitação.

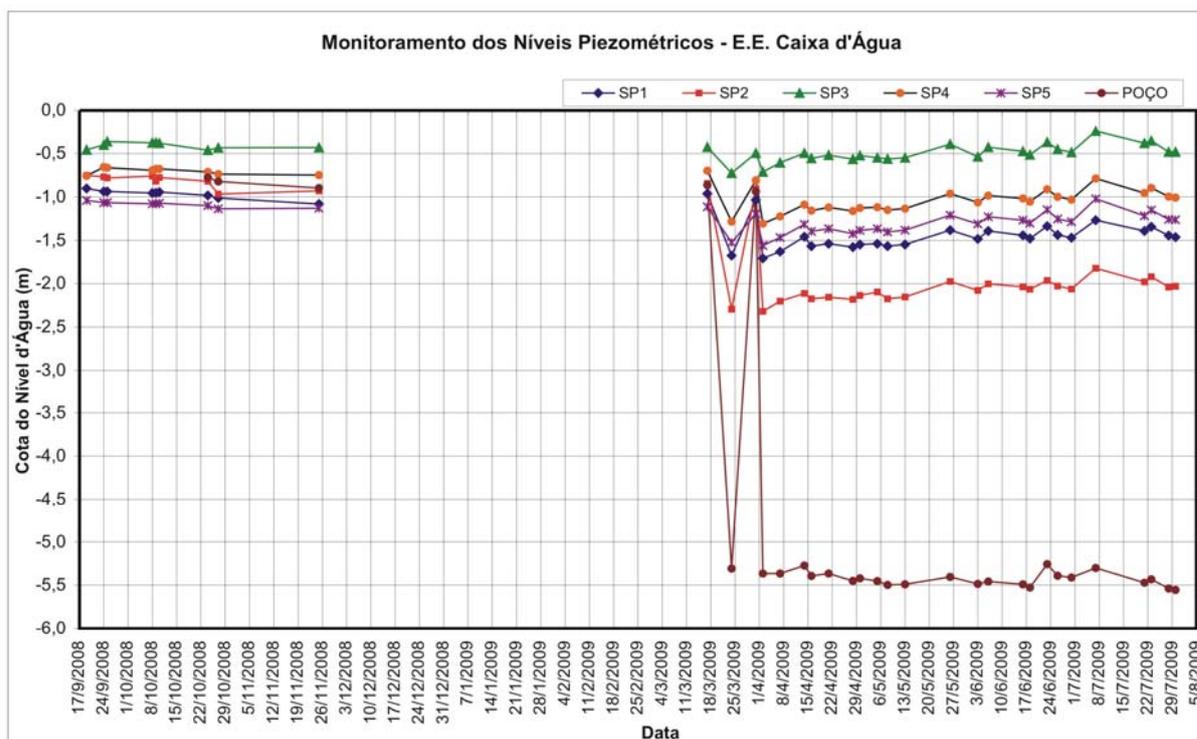


Figura 5.40 - Gráfico do monitoramento dos níveis potenciométricos, valores de cotas em relação ao referencial adotado.

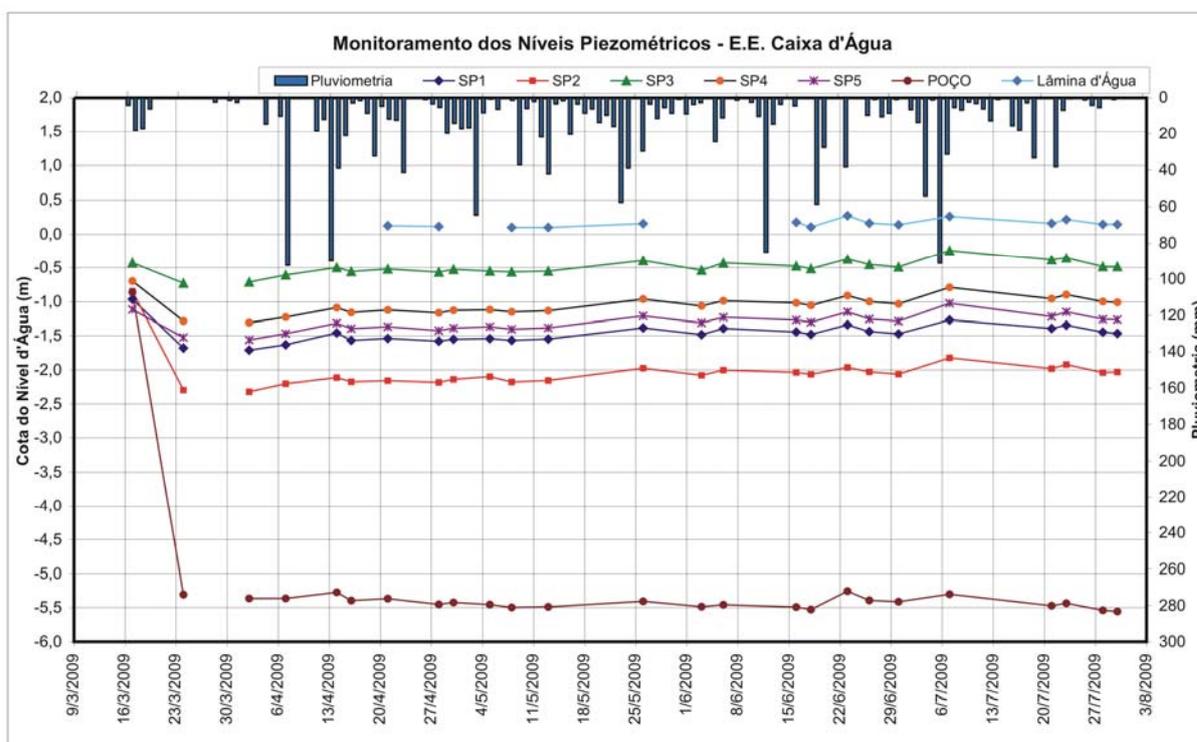


Figura 5.41 - Gráfico do monitoramento dos níveis potenciométricos após o início de operação da bomba, com informação da precipitação e da lâmina d'água no rio Beberibe, valores de cotas em relação ao referencial adotado.

As figuras 5.42 e 5.43 mostram os mapas potenciométricos na área de estudo para o regime antes e após o início do bombeamento, respectivamente. Para o regime natural do escoamento subterrâneo, o fluxo se apresenta preponderantemente no sentido norte-sul. Já com o bombeamento do poço de produção, além de apresentar o cone de depressão, verifica-se que o fluxo além do sentido norte-sul começa a ter uma parcela de fluxo no sentido noroeste-sudeste. Com isso, pode-se caracterizar que o efeito do poço de produção altera o regime de carga, fazendo com que se tenha um aporte de fluxo no sentido do rio Beberibe em direção ao poço. Avalia-se que dessa forma é possível haver um fluxo do rio Beberibe para o poço de produção através dessa camada aquífera freática, pelo menos em algum ponto a montante da área da EE de Caixa d'Água, mesmo com a pequena vazão de bombeamento. Lembrando que próximo ao piezômetro SP3 existem estacas pranchas elevando o nível do rio, com um desnível de aproximadamente 40cm, considerando um regime normal de fluxo, sem chuvas. As figuras 5.44 e 5.45 ilustram o trabalho de medição dos níveis.

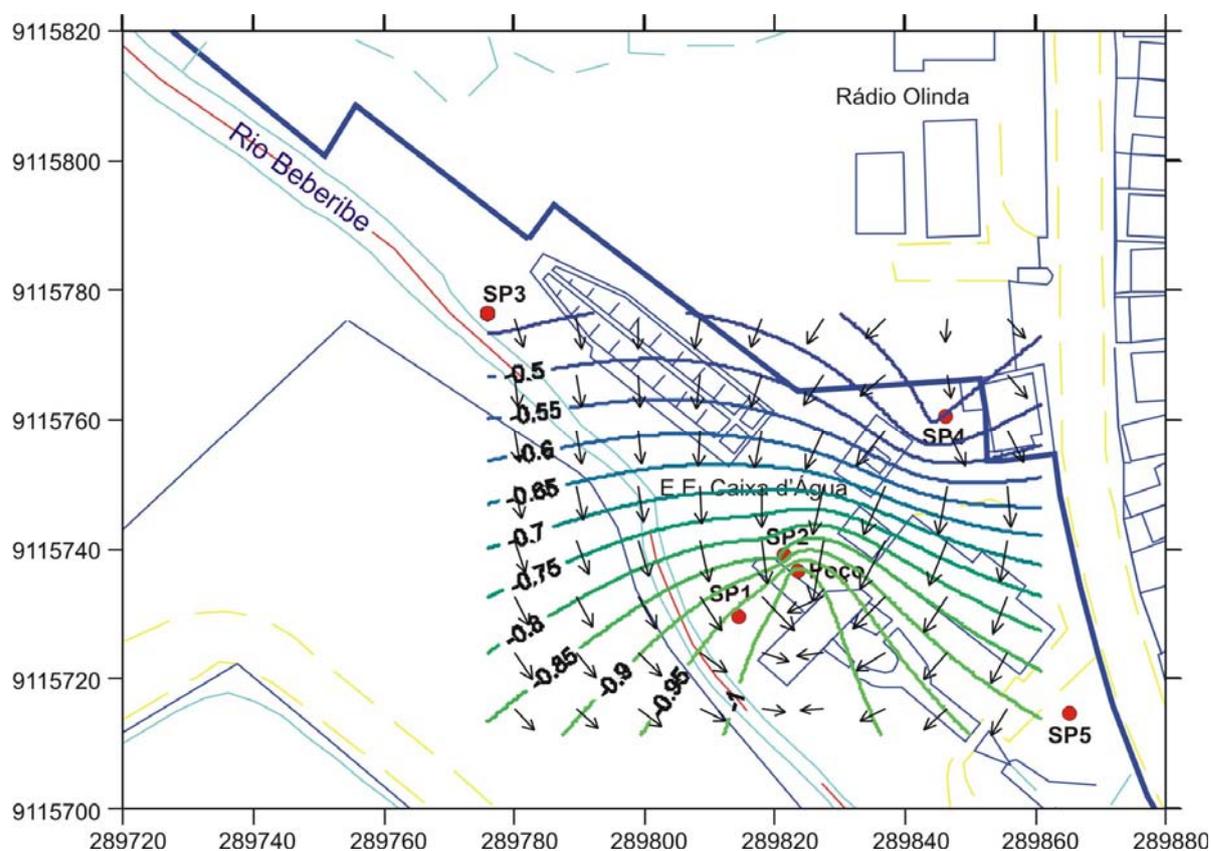


Figura 5.42 - Mapa potenciométrico, com linhas de fluxo, antes do bombeamento (17/03/2009).

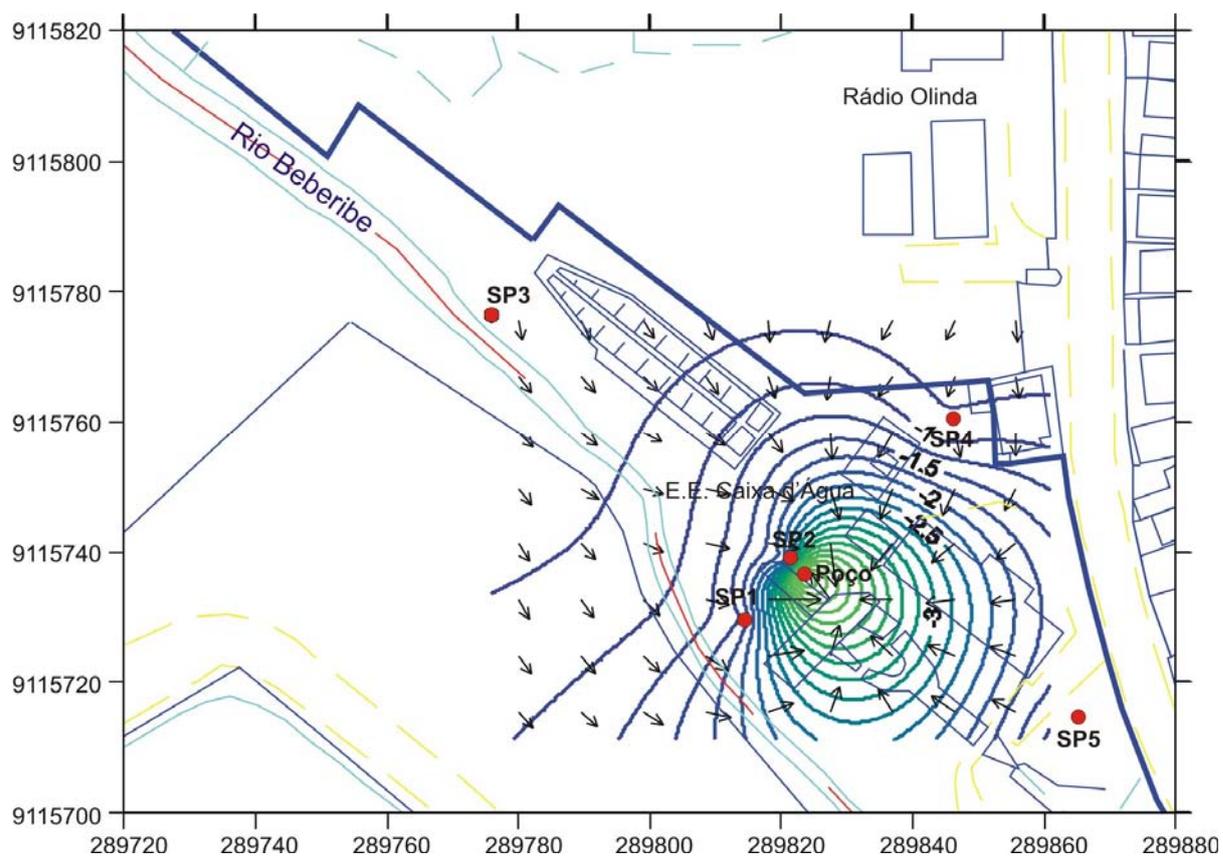


Figura 5.43 - Mapa potenciométrico, com linhas de fluxo, após o início do bombeamento (13/05/2009).



Figura 5.44 - Medição dos níveis potenciométricos, SP2.



Figura 5.45 - Medição dos níveis potenciométricos, SP3.

5.8 Monitoramento da Qualidade d'Água

Antes de analisar os dados de qualidade d'água para o projeto piloto na Estação Elevatória de Caixa d'Água, serão realizadas algumas considerações sobre os parâmetros observados nas análises das amostras de água. Estas informações foram baseadas na publicação “Diretrizes de Qualidade da Água Potável” da Organização Mundial de Saúde (OMS, 2006).

A turbidez é um parâmetro comum no monitoramento de estações de tratamento de água. Valores altos de turbidez afetam a eficiência da desinfecção. O seu valor também determina o tipo e nível de tratamento necessário na ETA. Além do fato de que valores de turbidez acima de 5uT não são aceitos por consumidores. A portaria 518/04 do Ministério da Saúde limita em 5uT em qualquer ponto da rede no sistema de distribuição.

O termo amônia inclui espécies não ionizadas (NH_3) e ionizadas (NH_4^+). A amônia no meio ambiente é originária de processos metabólicos, da agricultura e industriais. Níveis naturais nas águas subterrâneas e superficiais são normalmente

abaixo de 0,2mg/L, águas subterrâneas anaeróbicas podem conter valores acima de 3mg/L. Criação intensiva de animais podem causar aumento dos níveis de amônia na água, em fontes próximas. A amônia na água é um indicador possível de poluição de bactérias, dejetos de animais e esgoto doméstico. É o principal componente do metabolismo dos mamíferos. A exposição nas fontes naturais é insignificante quando comparado com a síntese endógena da amônia. Efeitos toxicológicos são observados apenas para valores acima de 200mg/Kg do peso do corpo. Na água potável não é tão relevante quanto ao risco à saúde humana. Porém, a amônia pode comprometer a eficiência da desinfecção, resulta na formação de nitrito no sistema de distribuição, causa falhas dos filtros para a remoção do manganês e causa problemas de sabor e odor. Dessa forma, é recomendado valores abaixo de 1,5mg/L (OMS, 2006).

Nitrato e nitrito ocorrem naturalmente como parte do ciclo do nitrogênio. O nitrato é comumente usado em fertilizantes inorgânicos e o nitrito sódico é usado como conservante de alimentos. As concentrações de nitrato em águas subterrâneas e águas superficiais são normalmente baixas, mas podem alcançar valores altos como resultado de lixiviação ou escoamento superficial oriundo de terras de agricultura ou contaminadas por dejetos humanos ou animal, como consequência da oxidação da amônia. Condições anaeróbicas podem resultar em formação e persistência de nitrito. A formação do nitrito é uma consequência de atividade microbiológica e pode ser intermitente.

O pH não tem impacto direto sobre o homem, mas é um parâmetro comum nos monitoramentos, pois pode influenciar no sistema de tratamento como também no uso da água. Valores baixos de pH (< 6) podem produzir corrosão e valores altos (> 9) podem produzir incrustações.

Dureza na água é causada pelo cálcio dissolvido e, em menor proporção, o magnésio. Usualmente é expressa como quantidade equivalente do carbonato de cálcio. Águas leves com uma dureza menor que 100mg/L tem uma baixa capacidade de tamponamento ('buffering') e podem ser mais corrosivas em tubulações. Vários estudos têm mostrado uma significância inversa no relacionamento entre a dureza na água potável e doenças cardiovasculares. Há alguns indicativos que águas muito leves podem ter efeitos adversos no balanço mineral, mas estudos detalhados não foram capazes de avaliar isto. Não há valor padrão baseado em risco a saúde

humana para a dureza. Todavia, o grau de dureza na água pode afetar sua aceitação pelos consumidores em termos de sabor.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) compreendem os sais inorgânicos (principalmente cálcio, magnésio, potássio, sódio, bicarbonatos, cloretos e sulfatos) e pequenas quantidades de matéria orgânica dissolvida na água. Os STD originam-se de fontes naturais, esgoto, escoamento superficial urbano e despejos industriais. As concentrações de STD variam consideravelmente nas diferentes regiões geológicas da natureza e da solubilidade de seus minerais.

Cloreto na água potável é originado das fontes naturais, efluentes industriais e de esgoto, escoamento superficial contendo sais e intrusão salina. A principal fonte de exposição do homem ao cloreto é na adição de sal na comida, o consumo dessa forma é amplamente maior do que ao beber água. Concentrações excessivas de cloretos aumentam as taxas de corrosão de metais nos sistemas de distribuição, dependendo da alcalinidade na água, isto pode resultar no aumento das concentrações de metais na água distribuída. Não há valor padrão proposto para o cloreto na água potável como risco à saúde humana, segundo a OMS (2006). Porém, concentrações acima dos 250mg/L dão sabor detectáveis na água que pode ser rejeitada pelos consumidores, e segundo Ministério da Saúde (Portaria 518/04) o limite é de 250mg/L.

O cromo é amplamente distribuído na Terra. Pode existir nas valências +2 a +6. Em geral, os alimentos apresentam a principal fonte de consumo pelo homem. Para água potável há o valor padrão de 0,05mg/L, porém, esse valor é provisório devido a incertezas em ensaios toxicológicos.

O ferro é o metal mais abundante na Terra. Em águas subterrâneas anaeróbicas pode conter ferro ferroso em concentrações acima de vários miligramas por litro. Todavia, em exposição à atmosfera o ferro ferroso oxida para ferro férrico, dando uma coloração marrom avermelhada a água. Estima-se que a necessidade mínima diária de ferro pelo homem depende da idade, sexo, padrão fisiológico e biocapacidade, e varia de 10 a 50 mg/dia. Deve-se ter cuidado contra armazenamento no corpo de concentrações de ferro excessivo. Ferro pode ser encontrado em maiores concentrações na água distribuída a população devido ao uso de coagulantes de ferro na ETA ou da corrosão nas tubulações antigas de distribuição. Segundo a OMS não há valor limite que cause danos a saúde humana, porém o Ministério da Saúde limita em 0,3mg/L de ferro em água potável.

O manganês é um dos metais abundantes na Terra, usualmente ocorrendo junto com o ferro. É usado principalmente na fabricação das ligas de aço e ferro, como oxidante na limpeza. O manganês é um elemento essencial para humanos e outros animais e ocorre naturalmente em alimentos. É encontrado naturalmente nas águas superficiais e subterrâneas, particularmente em condições de baixa oxidação e anaeróbica. Em fontes de água doce, o manganês encontra-se em valores de 0,01 a 0,02 mg/L (OMS, 2006).

O zinco é um elemento traçador essencial encontrado praticamente em todos os alimentos e na água potável na forma de sais e complexos orgânicos. As concentrações de zinco nas águas superficiais e subterrâneas normalmente não excedem 0,01 e 0,05 mg/L, respectivamente. Valores maiores pode ser resultado de fontes externas. Considera-se o limite de 3mg/L para aceitação ao consumo humano segundo a OMS.

O cobre é um nutriente essencial, mas também é um contaminante de água potável. Tem muitos usos comerciais, inclusive na fabricação de tubos e válvulas. O pentahidrato de sulfato de cobre é algumas vezes adicionado a águas superficiais para controle de algas. Concentrações de cobre na água potável variam com a fonte primária e pode ter acréscimos da corrosão em encanamentos de cobre. Concentrações de cobre na água tratada frequentemente aumentam durante a distribuição, especialmente em sistemas com pH ácido ou águas carbonatadas com pH alcalino. O valor limite de ingestão humana é de 2mg/L.

O níquel é usado principalmente na produção de aço inoxidável e liga de níquel. Nos alimentos podemos encontrar níveis de níquel; sendo a contribuição diária na água de níquel pequena. Todavia, podem haver contribuições significantes de áreas onde há poluição de metais ou onde ocorre concentrações naturais nas águas subterrâneas.

Doenças infecciosas causados por vírus, parasitas e bactérias patogênicas são o mais comum problema de risco à saúde humana associado a água potável. A qualidade microbiológica da água é verificada normalmente com testes envolvendo alguns microorganismos indicadores fecais. Pois, a presença destes indicadores caracteriza a água com uma probabilidade muito grande de possuir patogênicos (causadores de doenças). É muito importante o monitoramento da água distribuída à população com relação aos parâmetros microbiológicos, e os cuidados necessários na estação de tratamento com as etapas mínimas para remoção deste tipo de

contaminante. Como valores padrão para água potável, deve-se ter ausência de *Escherichia coli* por 100mL, este é um dos indicadores comuns em análises de contaminação fecal.

A seguir são apresentados os dados coletados dos relatórios anuais de monitoramento realizado pela Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH), no período de 2001 a 2006, para as estações BE-11 (antigo ponto de captação a fio d'água no rio Beberibe em Caixa d'Água) e BE-09 (atual ponto de captação a fio d'água no rio Beberibe, em Guabiraba, a montante da captação anterior). Suas localizações estão esquematicamente representados pelo diagrama unifilar a seguir (Figura 5.46). As figuras 5.47 até 5.58 ilustram graficamente os dados do monitoramento da CPRH (CPRH, 2008).

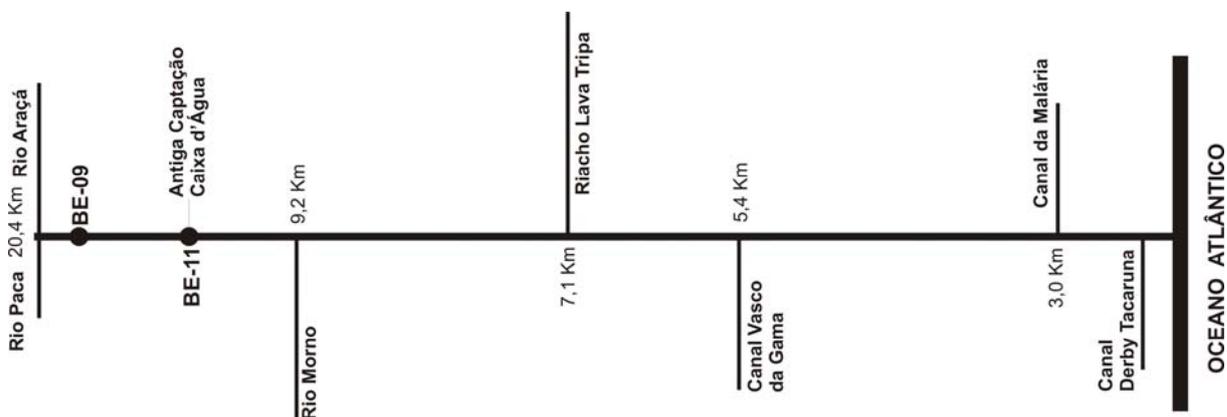


Figura 5.46 - Diagrama unifilar do rio Beberibe, com a localização esquemática das estações de monitoramento da CPRH BE-09 e BE-11.

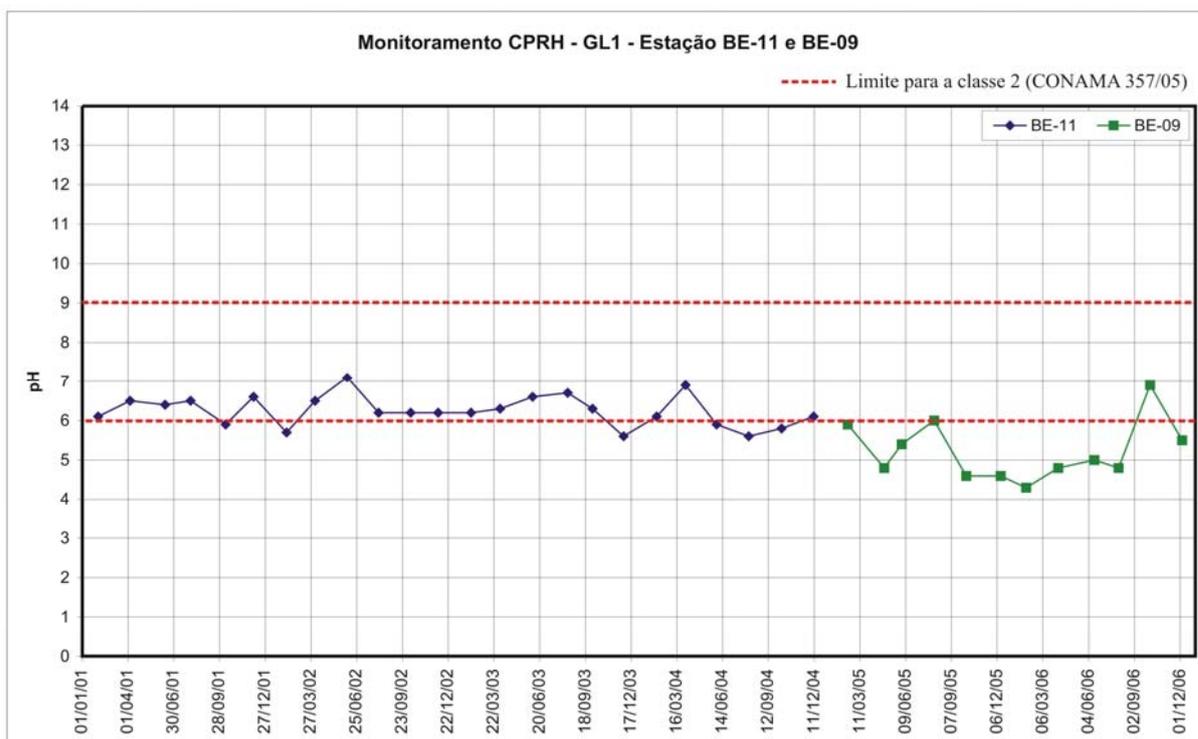


Figura 5.47 - Monitoramento de pH no rio Beberibe.

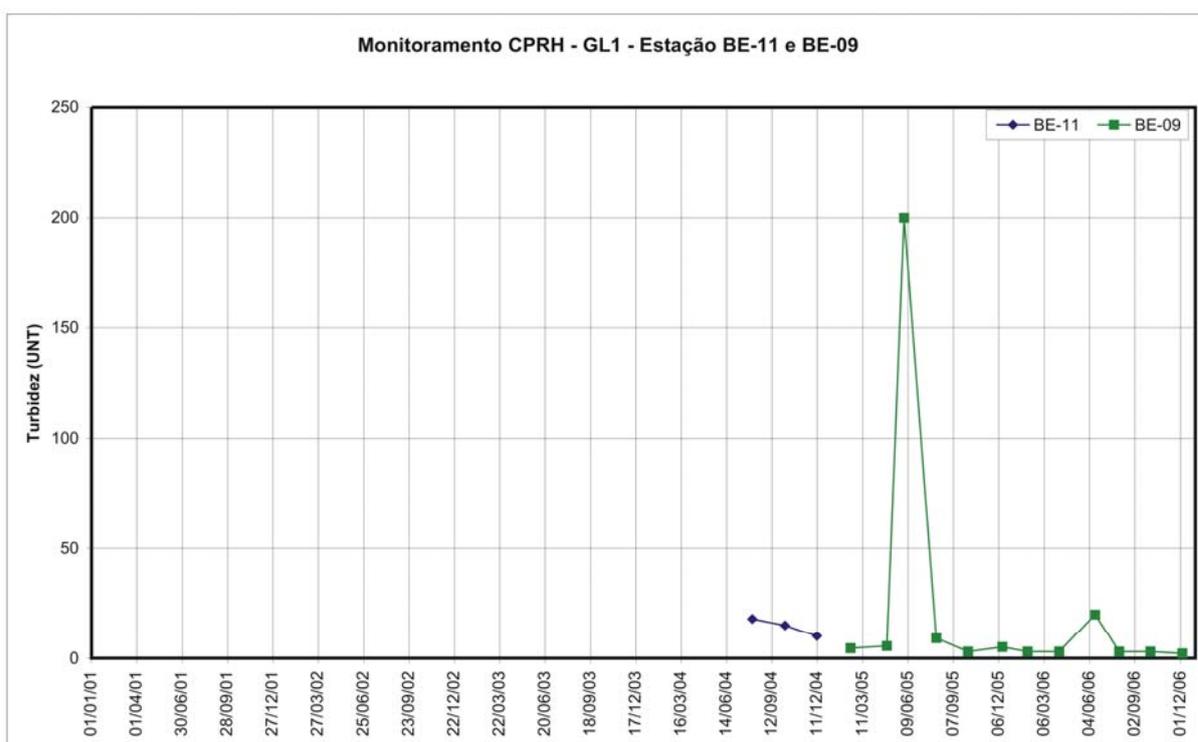


Figura 5.48 - Monitoramento de turbidez no rio Beberibe.

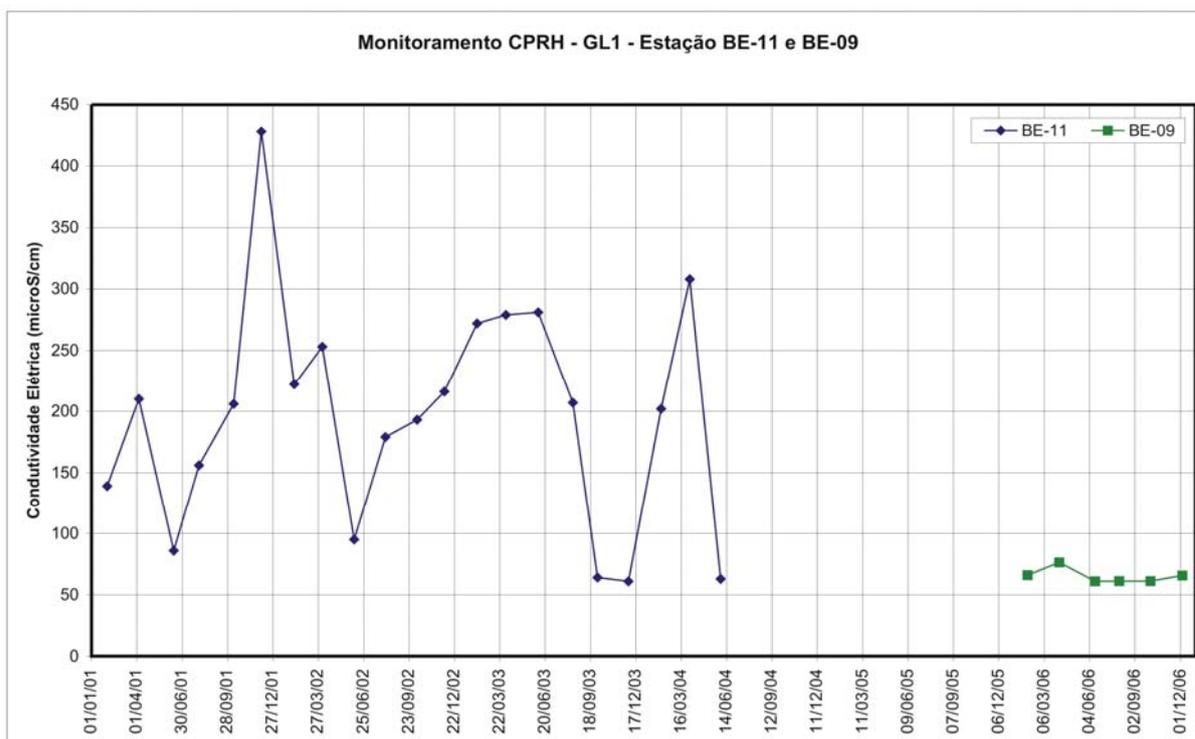


Figura 5.49 - Monitoramento de condutividade elétrica no rio Beberibe.

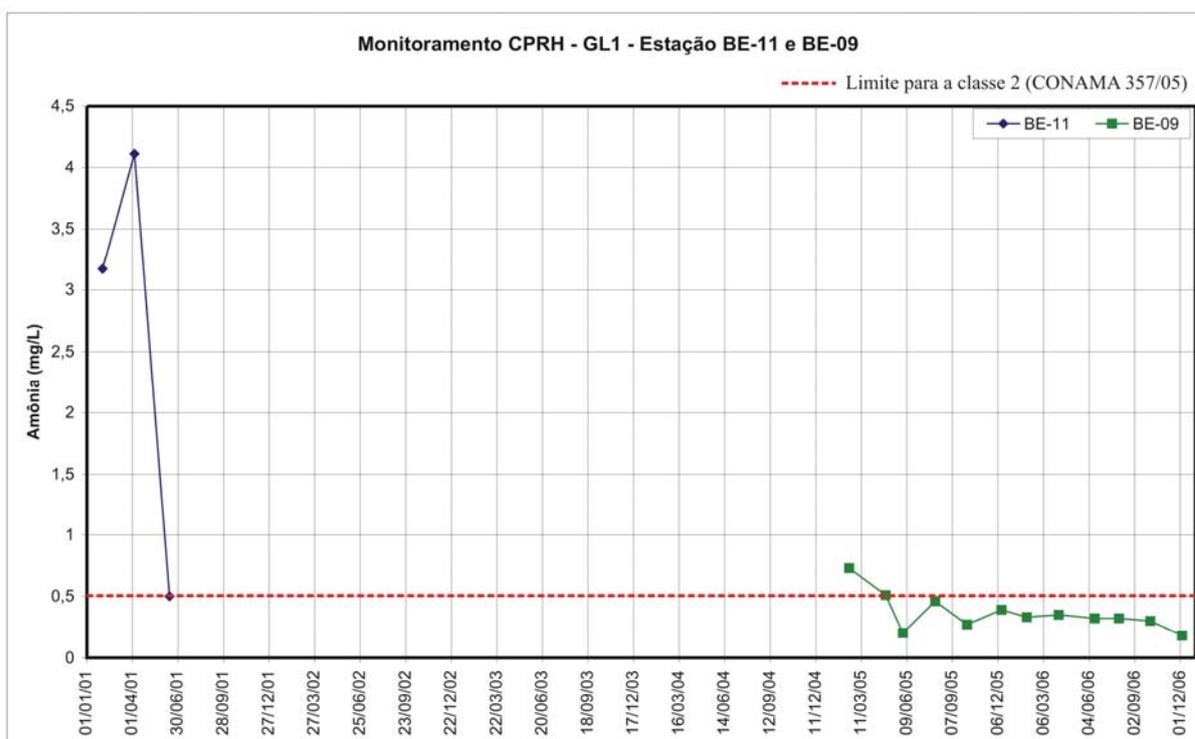


Figura 5.50 - Monitoramento de amônia no rio Beberibe.

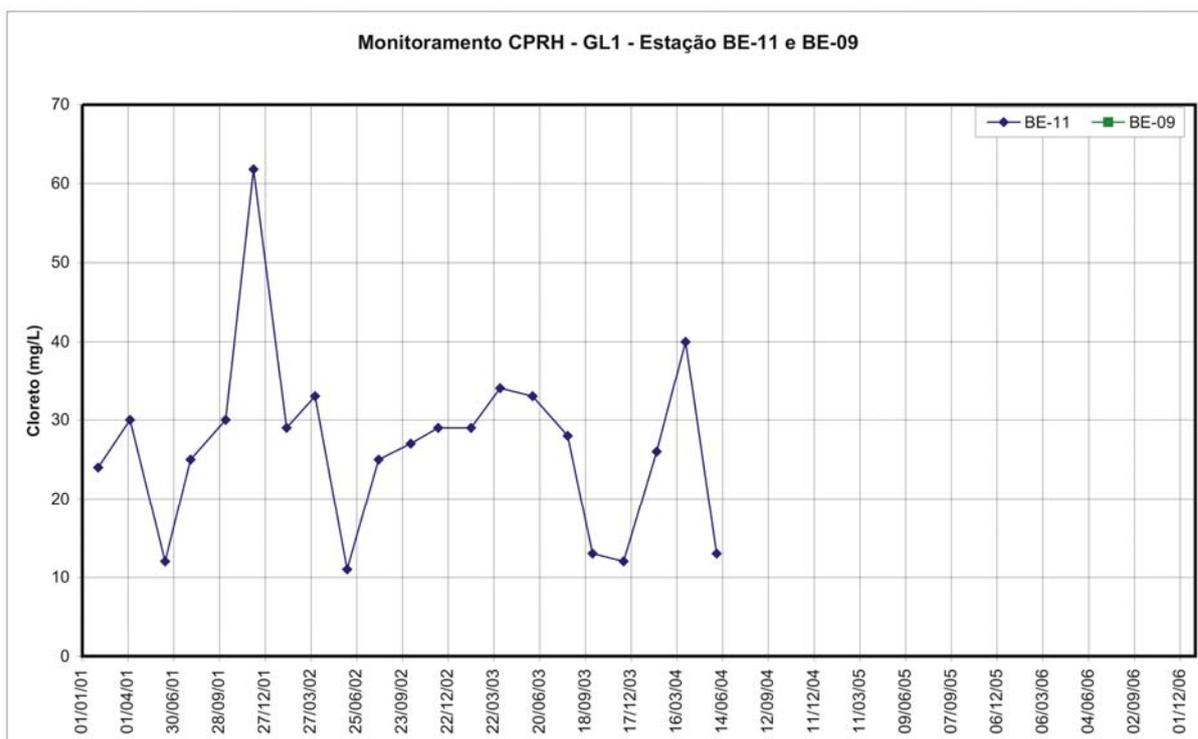


Figura 5.51 - Monitoramento de cloreto no rio Beberibe.

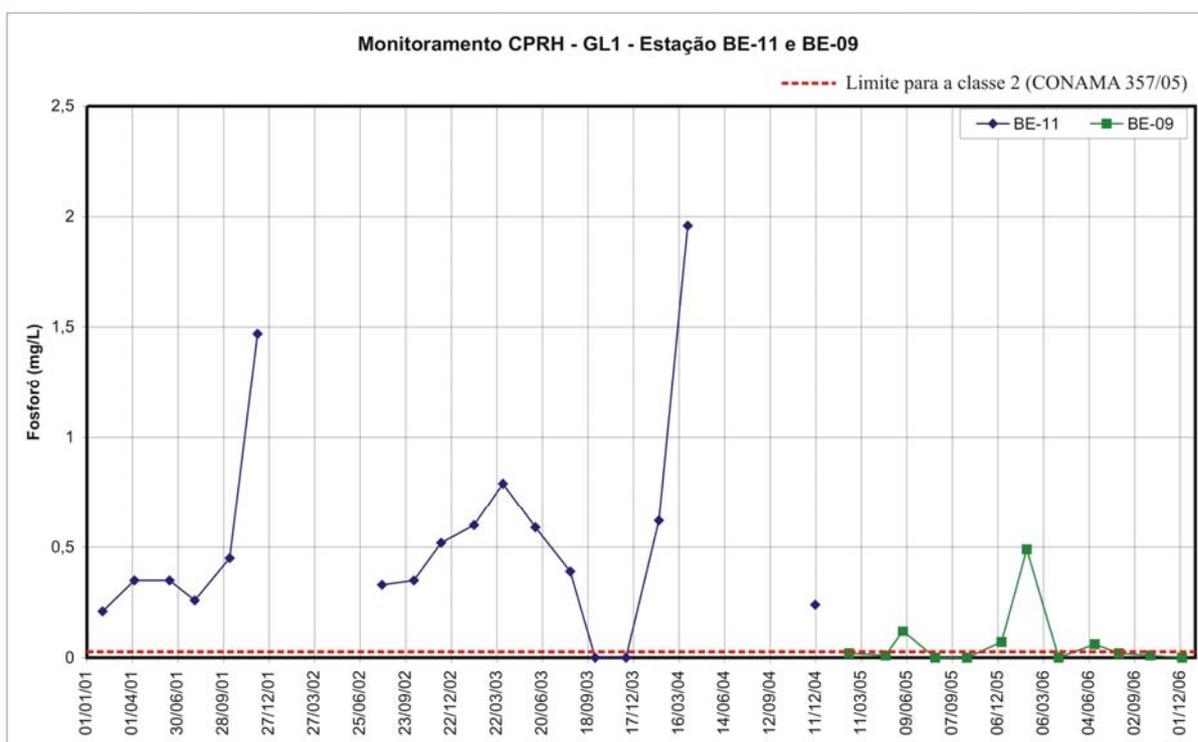


Figura 5.52 - Monitoramento de fósforo no rio Beberibe.

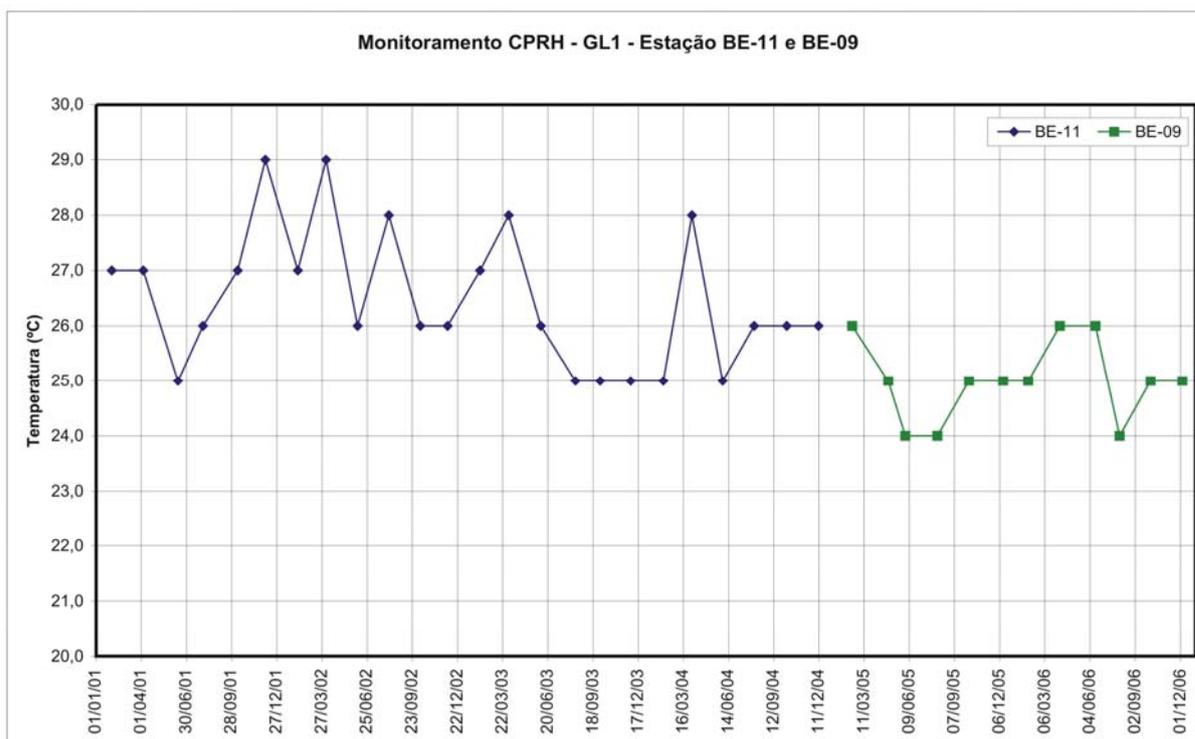


Figura 5.53 - Monitoramento de temperatura no rio Beberibe.

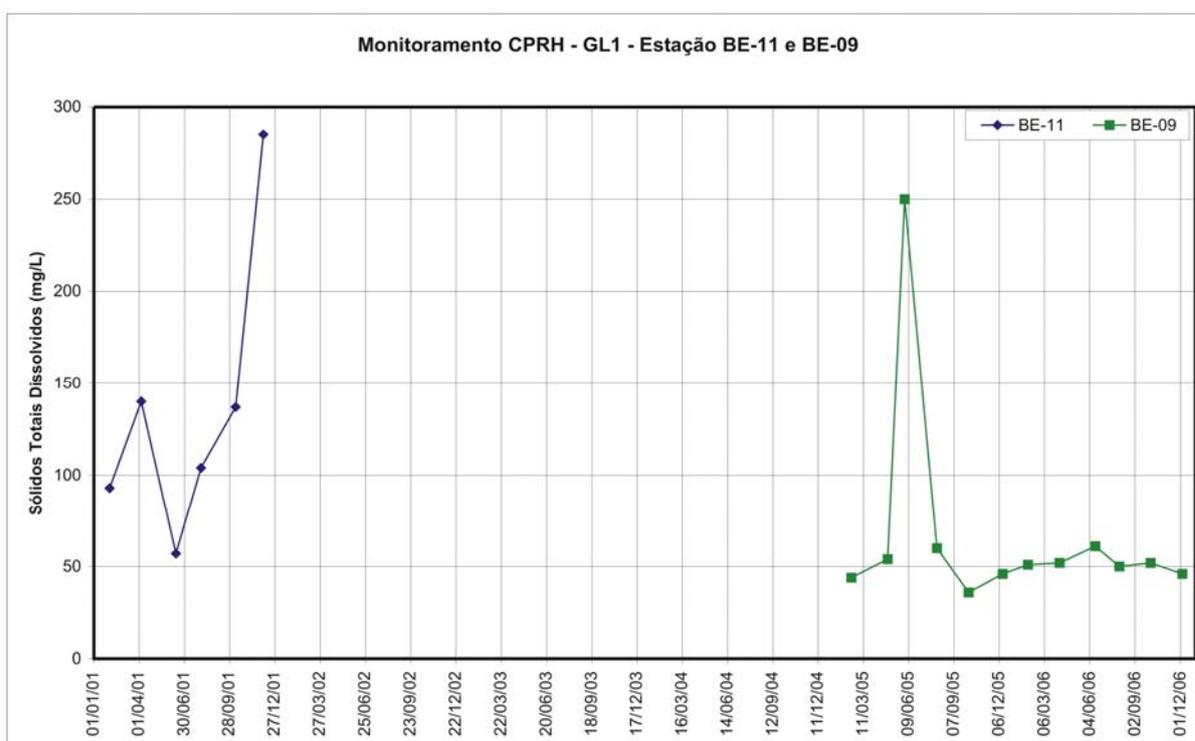


Figura 5.54 - Monitoramento de sólidos totais dissolvidos no rio Beberibe.

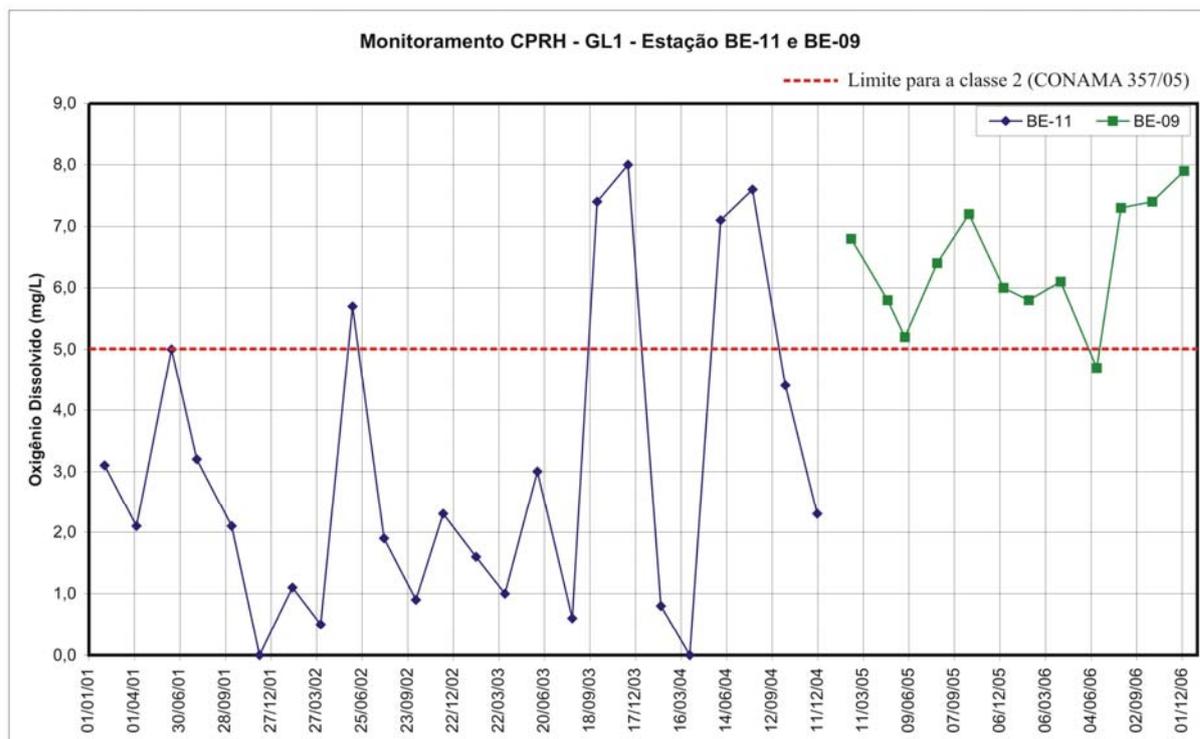


Figura 5.55 - Monitoramento de oxigênio dissolvido no rio Beberibe.

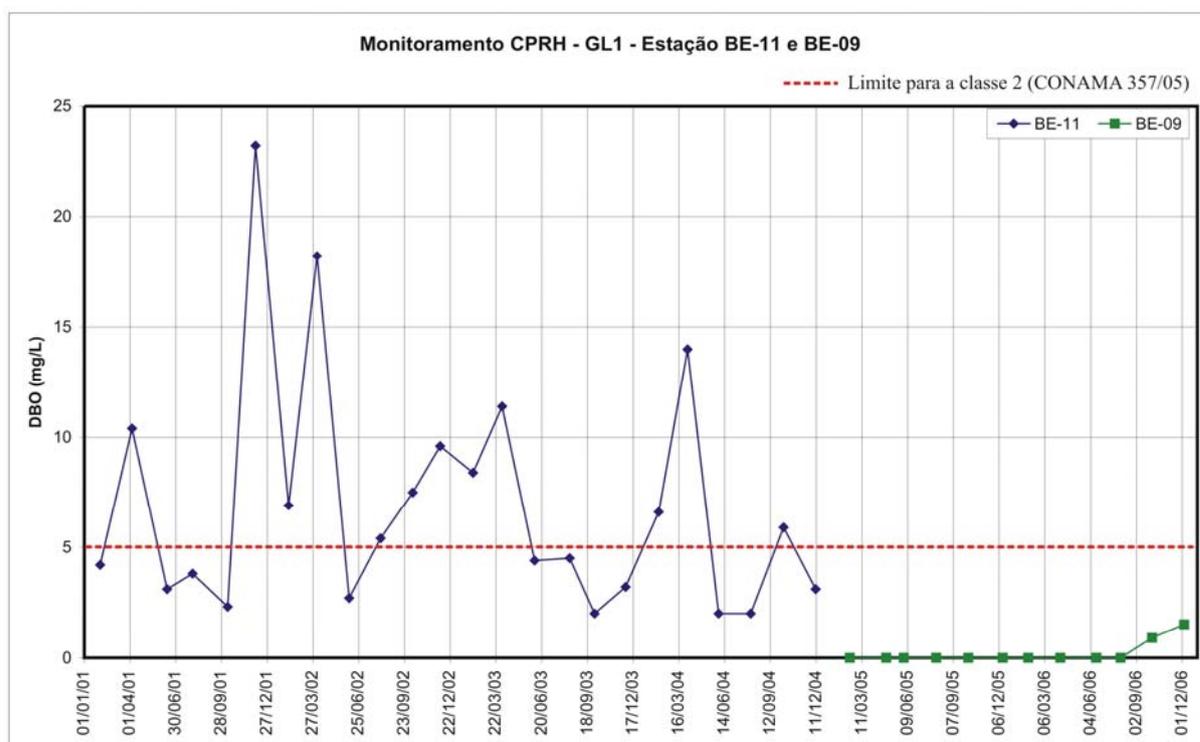


Figura 5.56 - Monitoramento de demanda bioquímica de oxigênio no rio Beberibe.

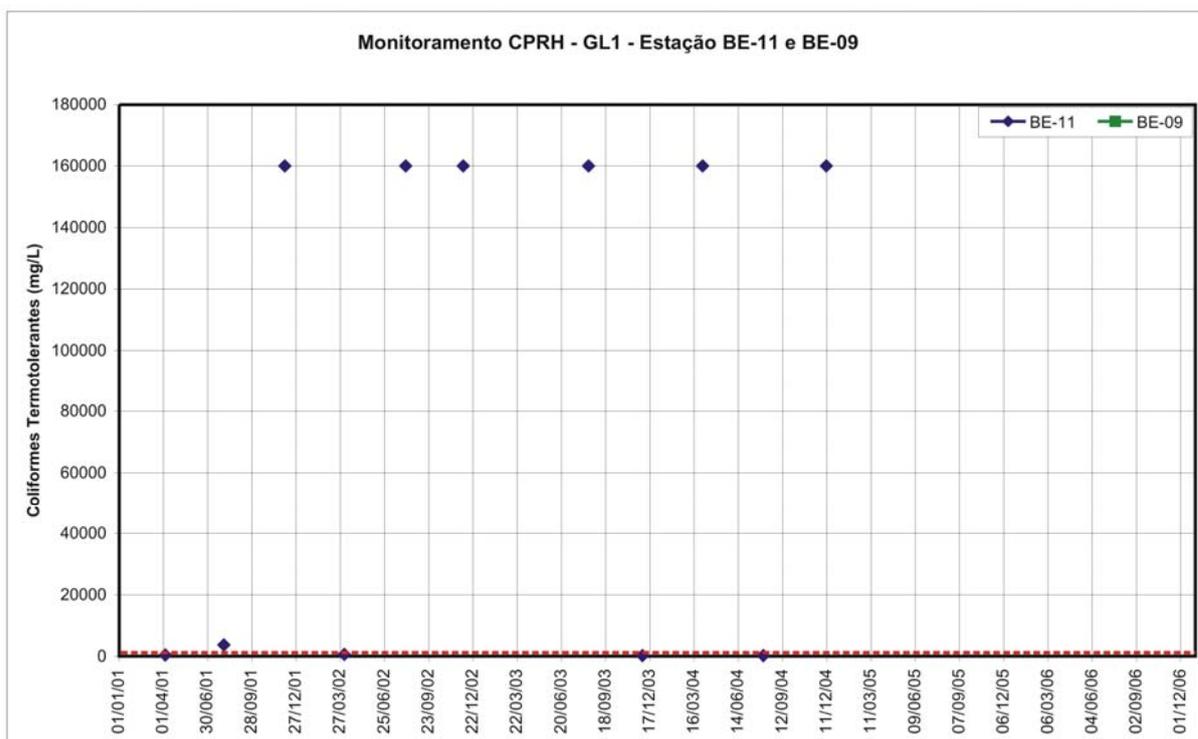


Figura 5.57 - Monitoramento de coliformes totais no rio Beberibe.

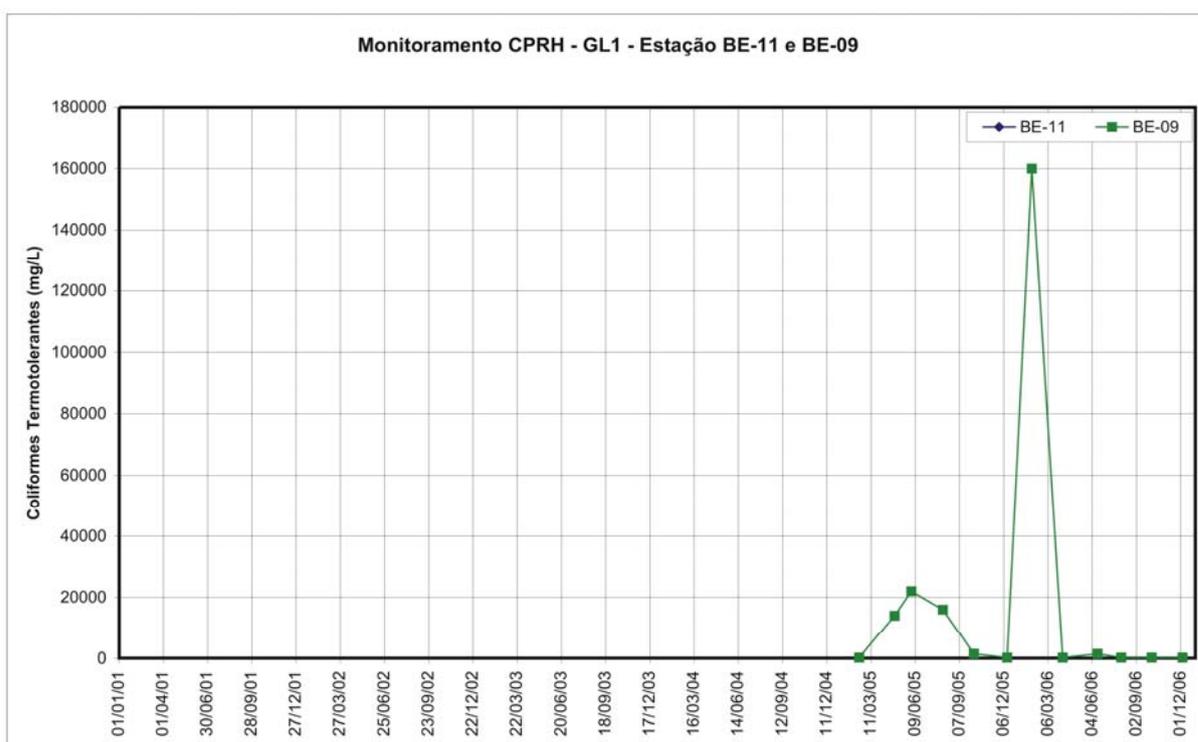


Figura 5.58 - Monitoramento de coliformes termotolerantes no rio Beberibe.

Algumas considerações podem ser feitas a partir destes dados do monitoramento da CPRH. Confirma-se a degradação ocorrida no trecho médio do rio

Beberibe, demonstrado nos dados observados no ponto de monitoramento BE-11, onde havia a captação a fio d'água da COMPESA. Os valores de amônia, fósforo, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e os indicadores de coliformes estavam fora do padrão para a classe 2, pelo enquadramento de corpos d'água segundo CONAMA 357/05, que para uso de abastecimento deve-se passar por tratamento convencional.

Após a desativação da captação em Caixa d'Água, foi instalado uma nova captação a fio d'água no rio Beberibe, agora no bairro de Guabiraba. Os dados monitorados em 2006 para a estação de monitoramento BE-09 apresentaram valores dentro dos padrões aceitáveis, com pequenas anomalias, pois, este ponto de captação encontra-se a montante da área urbanizada na bacia do Beberibe. Esta captação está em operação até o presente momento e sua água segue para a estação elevatória de Caixa d'Água, onde é bombeada parte para a ETA Alto do Céu e parte para a ETA Caixa d'Água, destino estes sendo o mesmo da antiga captação.

Estes dados comprovam que há contaminação no trecho próximo a EE Caixa d'Água, região da área de estudo deste projeto piloto, o que também pôde ser verificado no monitoramento realizado nesta pesquisa. A figura 5.59 ilustra as coletas realizadas no rio Beberibe e no poço de produção. No rio Beberibe a captação foi realizada do trecho mais a jusante nas margens do terreno da EE Caixa d'Água. Para o poço de produção, há uma canalização de 2 polegadas jogando água para um reservatório de descarga que despeja no rio, devido ao poço estar em fase experimental.



Figura 5.59 - Coleta de amostras d'água do rio Beberibe e do poço de produção.

A seguir são apresentados os gráficos com os parâmetros monitorados durante os meses de março, abril, maio e junho de 2009 (Figuras 5.60 a 5.75), após o início de operação do poço produtor, em 17/03/2009. As análises foram realizadas no laboratório da AGROLAB, os parâmetros analisados foram: pH, turbidez, condutividade elétrica, amônia em NH_3 , nitrito em N, nitrato em N, alcalinidade total em CaCO_3 , dureza total em CaCO_3 , cálcio, sólidos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), demanda química de oxigênio (DQO), ferro total, manganês total, zinco total, cobre total, cromo total, níquel total. Também foram realizadas algumas análises bacteriológicas no laboratório da COMPESA.

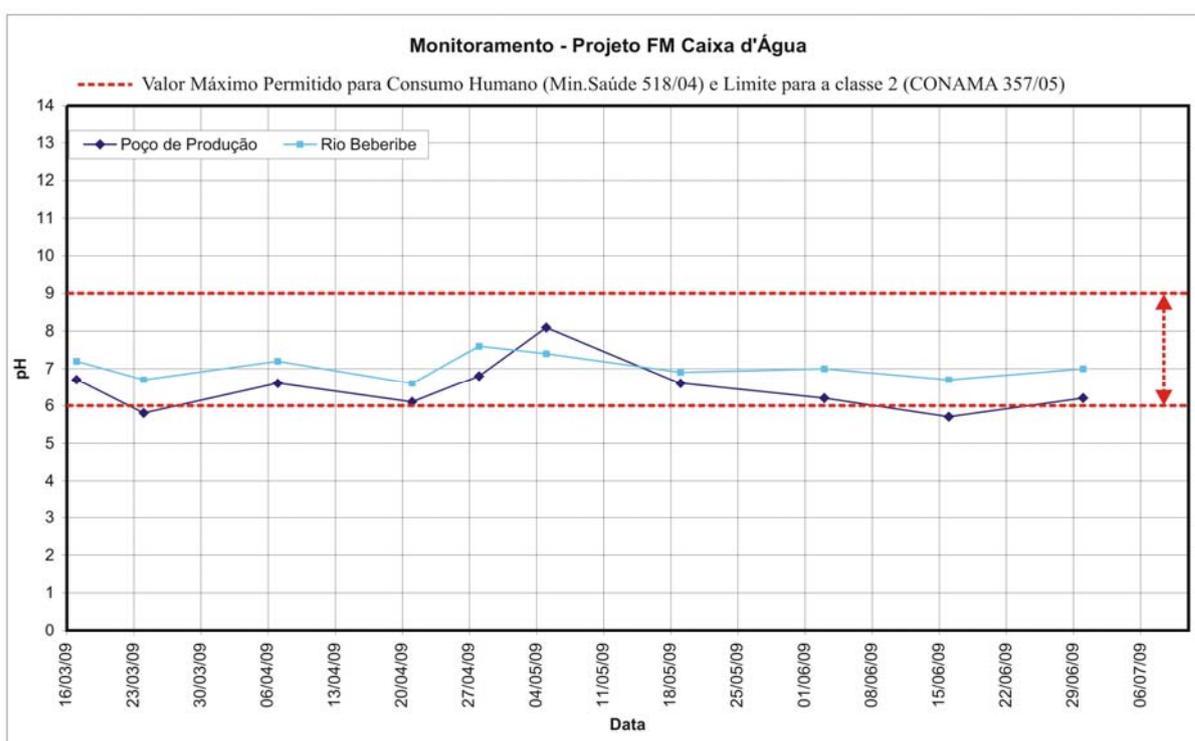


Figura 5.60 - Monitoramento do pH do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

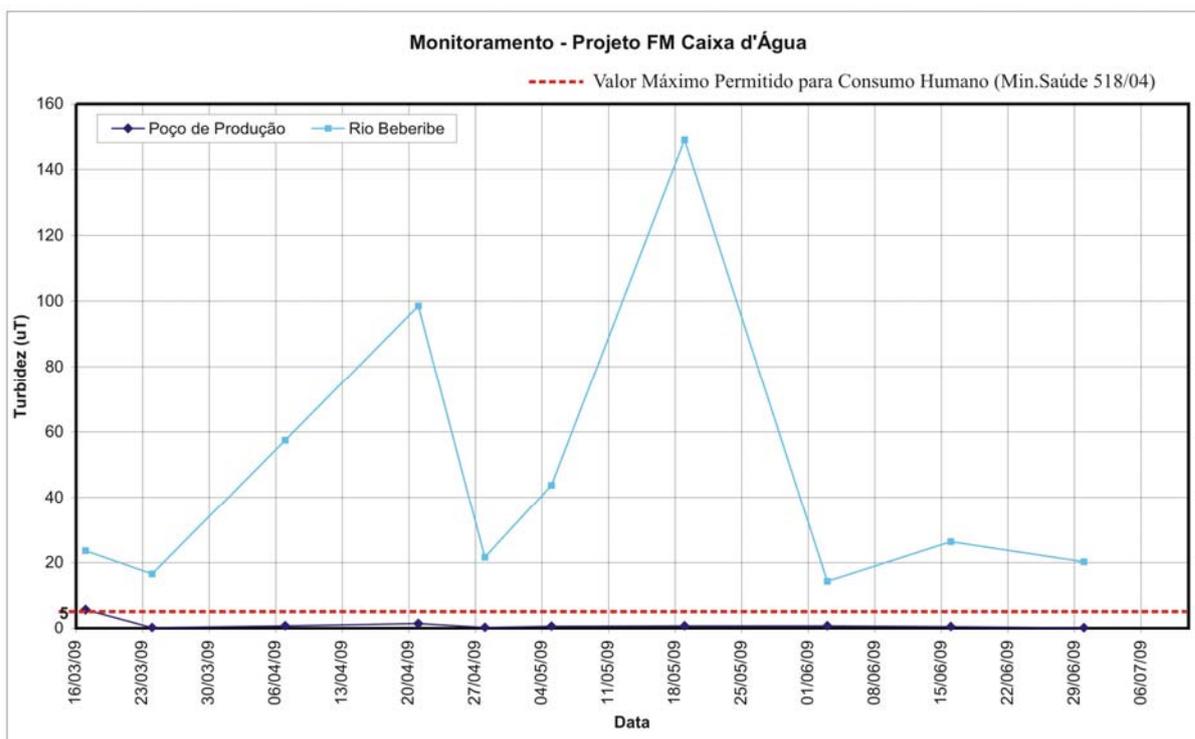


Figura 5.61 - Monitoramento da turbidez do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

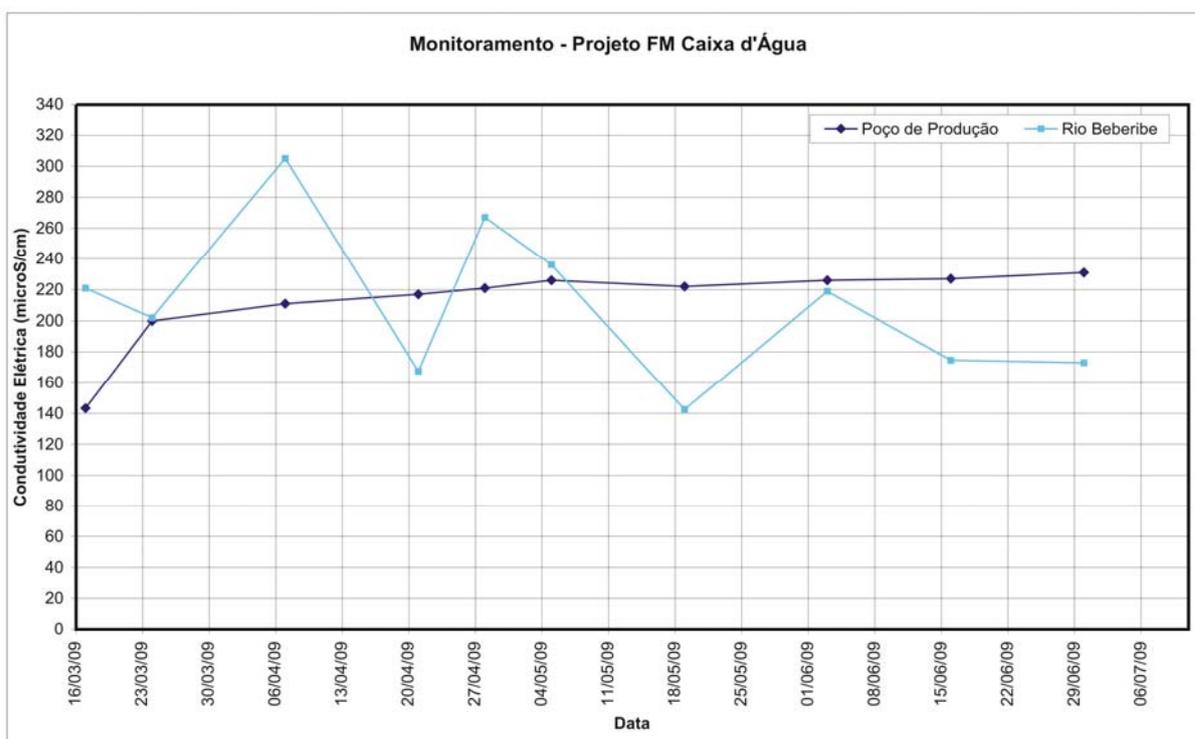


Figura 5.62 - Monitoramento da condutividade elétrica do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

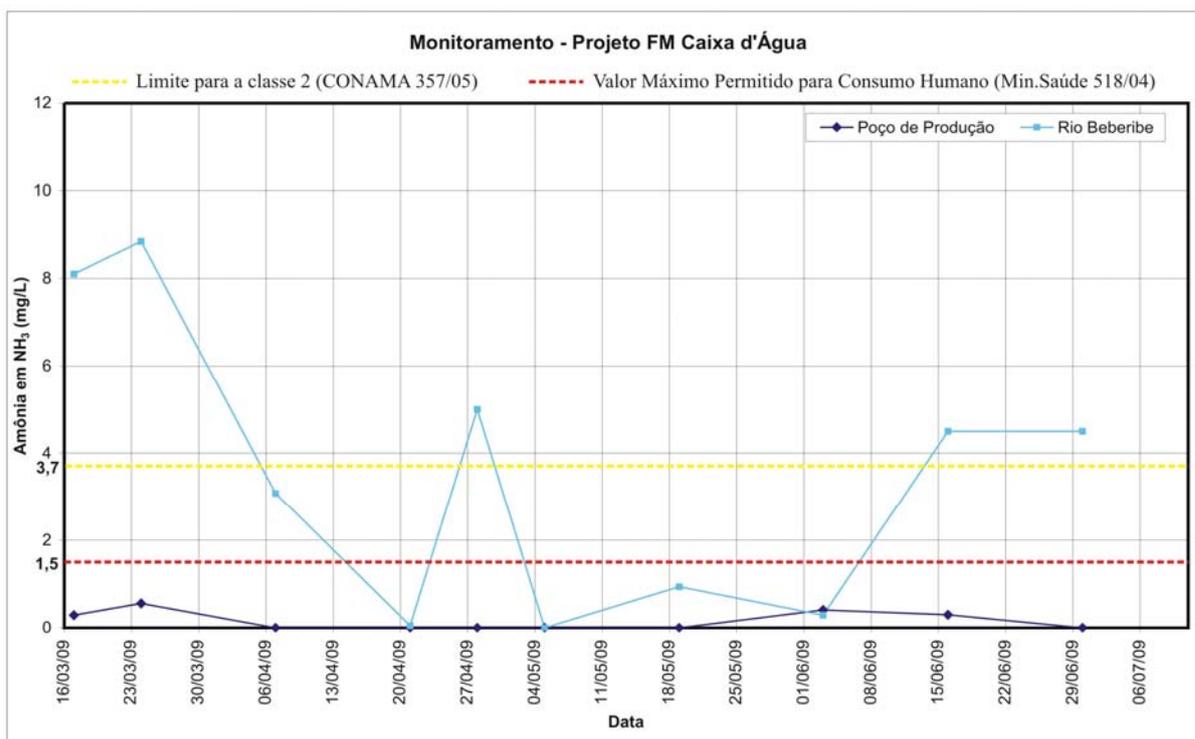


Figura 5.63 - Monitoramento da amônia em NH_3 do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

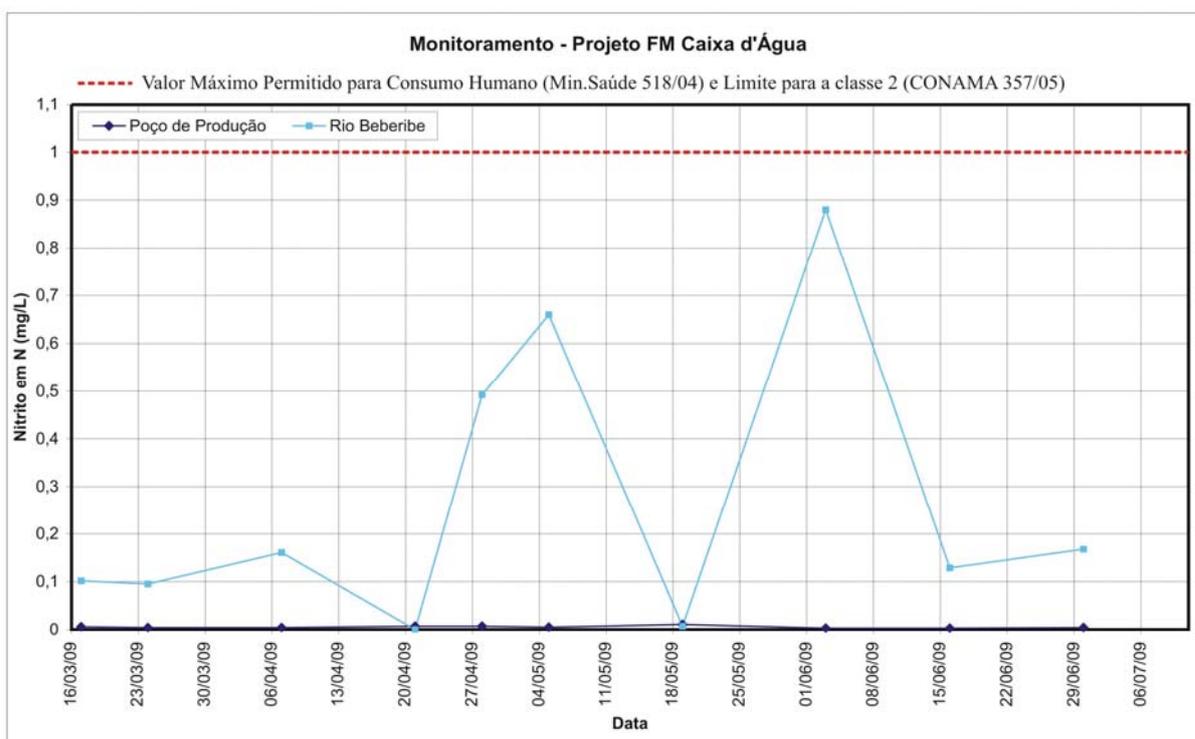


Figura 5.64 - Monitoramento do nitrito em N do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

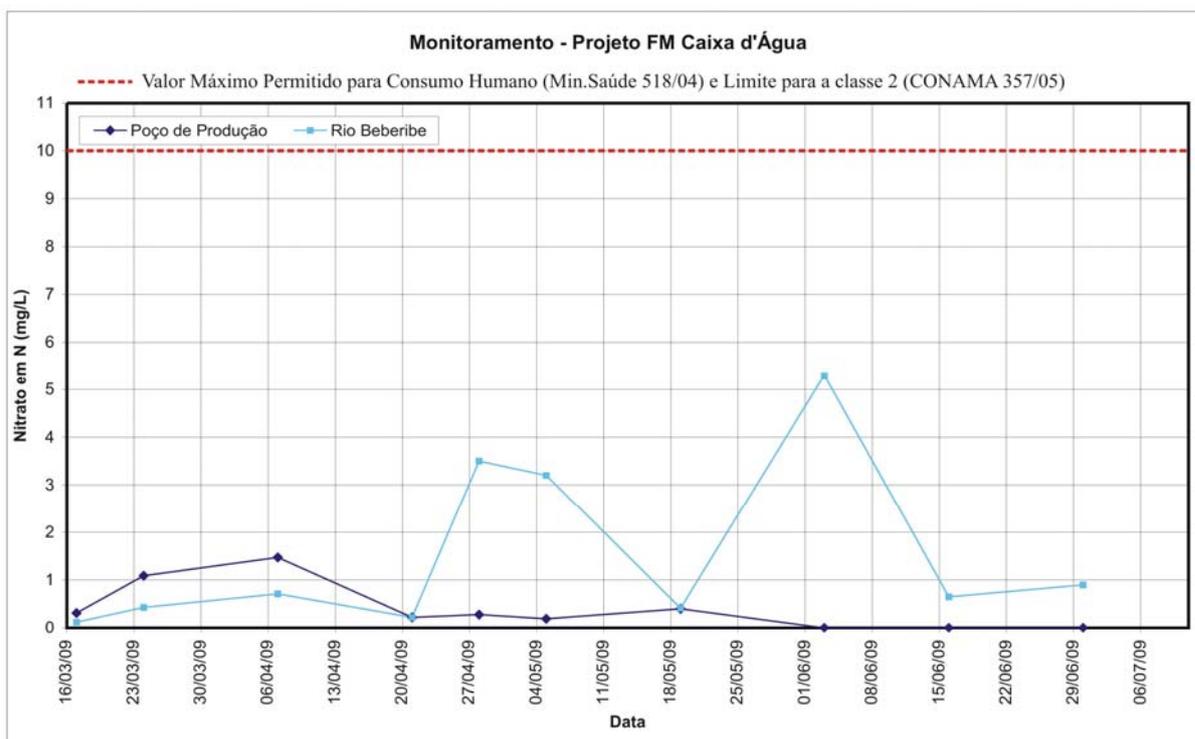


Figura 5.65 - Monitoramento do nitrato em N do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

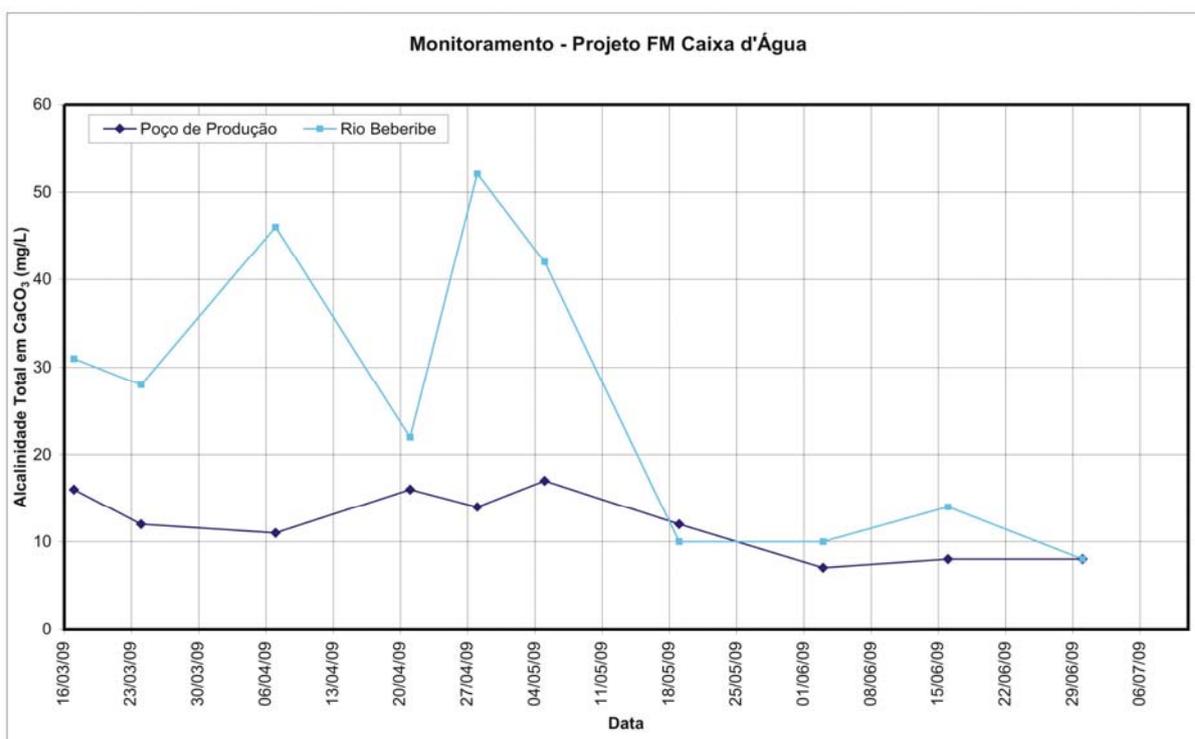


Figura 5.66 - Monitoramento da alcalinidade total em CaCO₃ do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

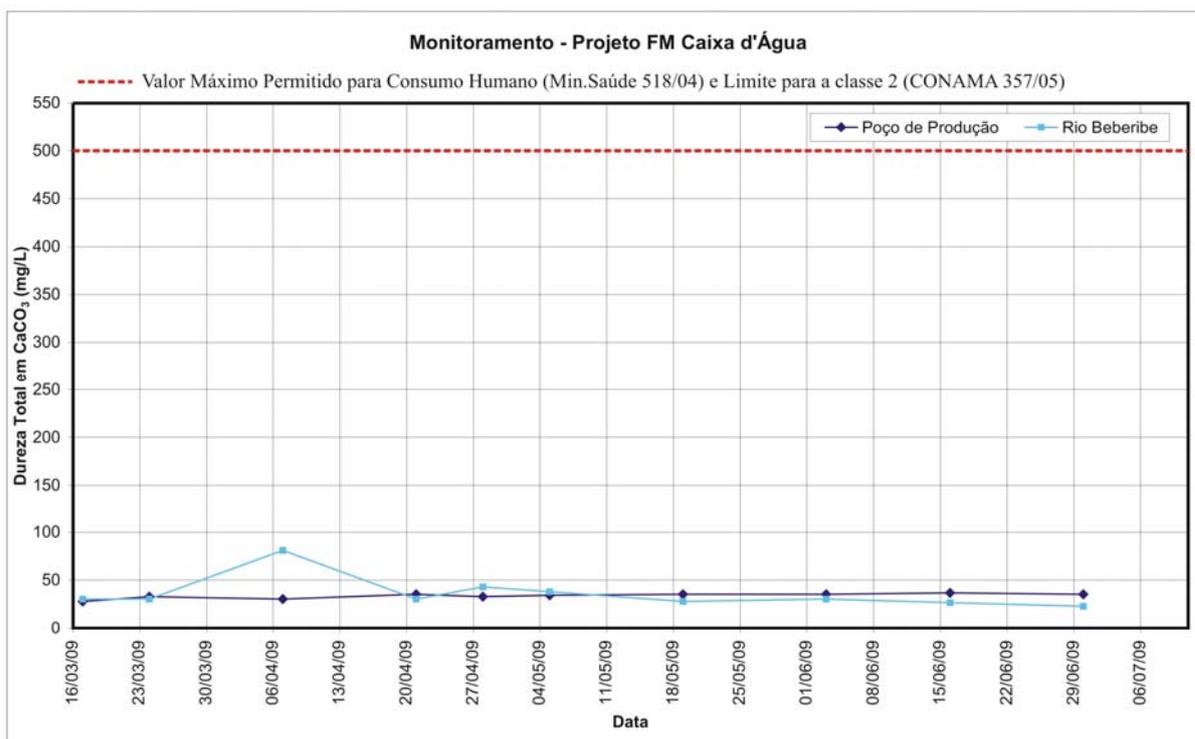


Figura 5.67 - Monitoramento da dureza total em CaCO_3 do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

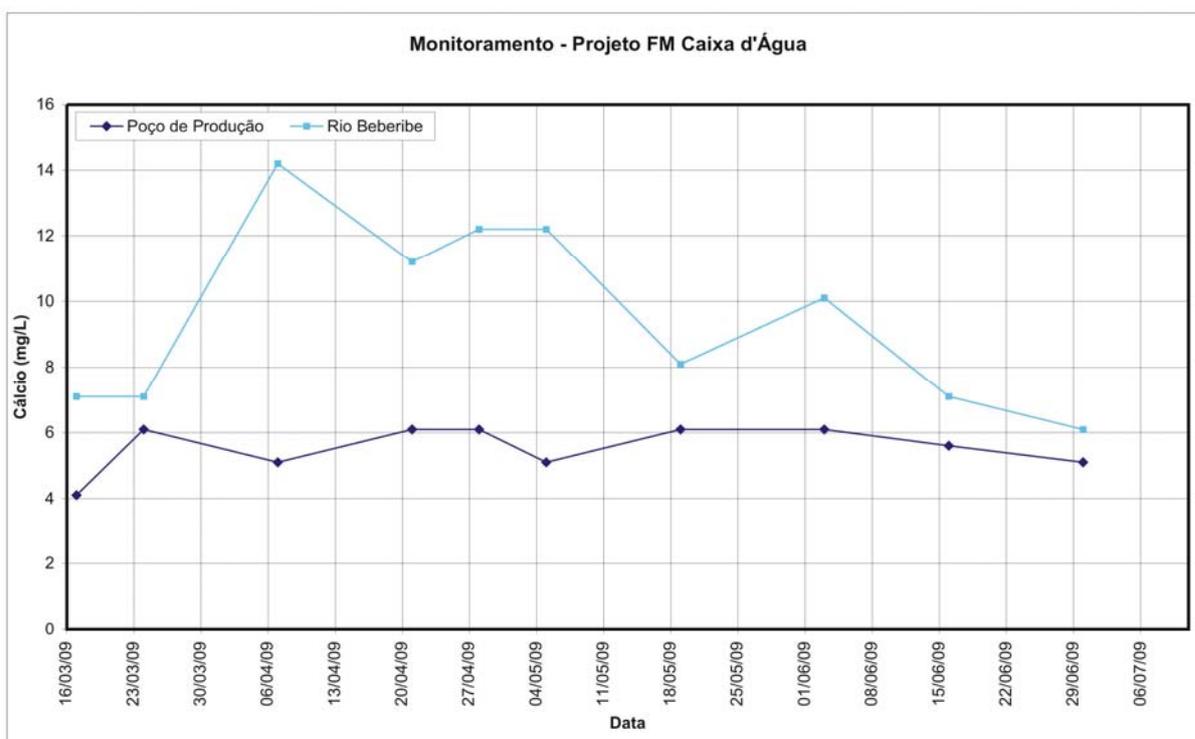


Figura 5.68 - Monitoramento do cálcio do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

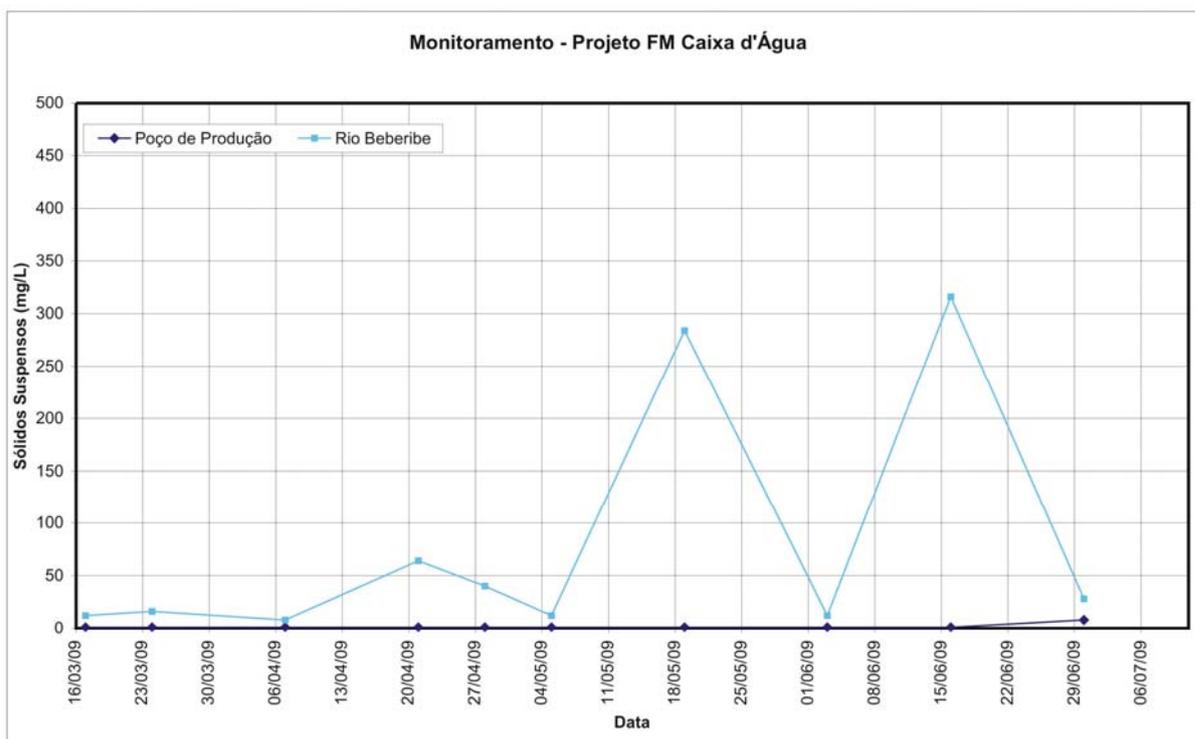


Figura 5.69 - Monitoramento dos sólidos suspensos do projeto filtração em margem em Caixa d'Água. O valor máximo aceitável para consumo humano é de 500mg/L.

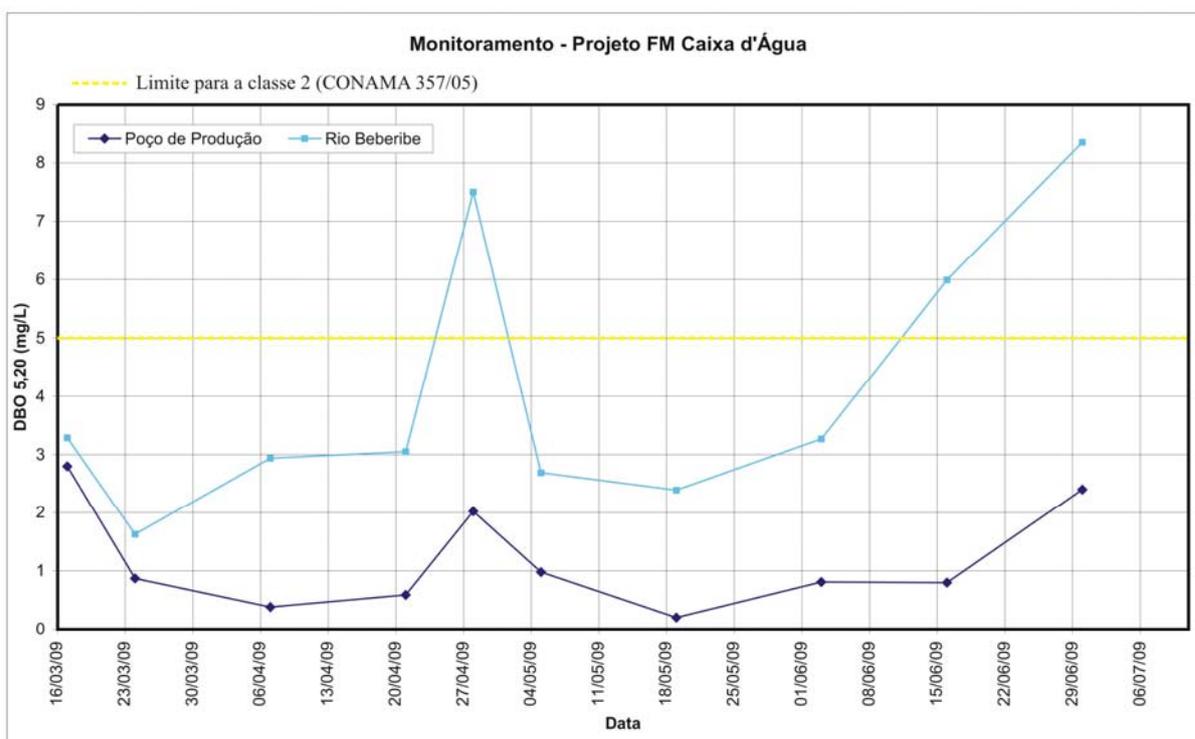


Figura 5.70 - Monitoramento da demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$) do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

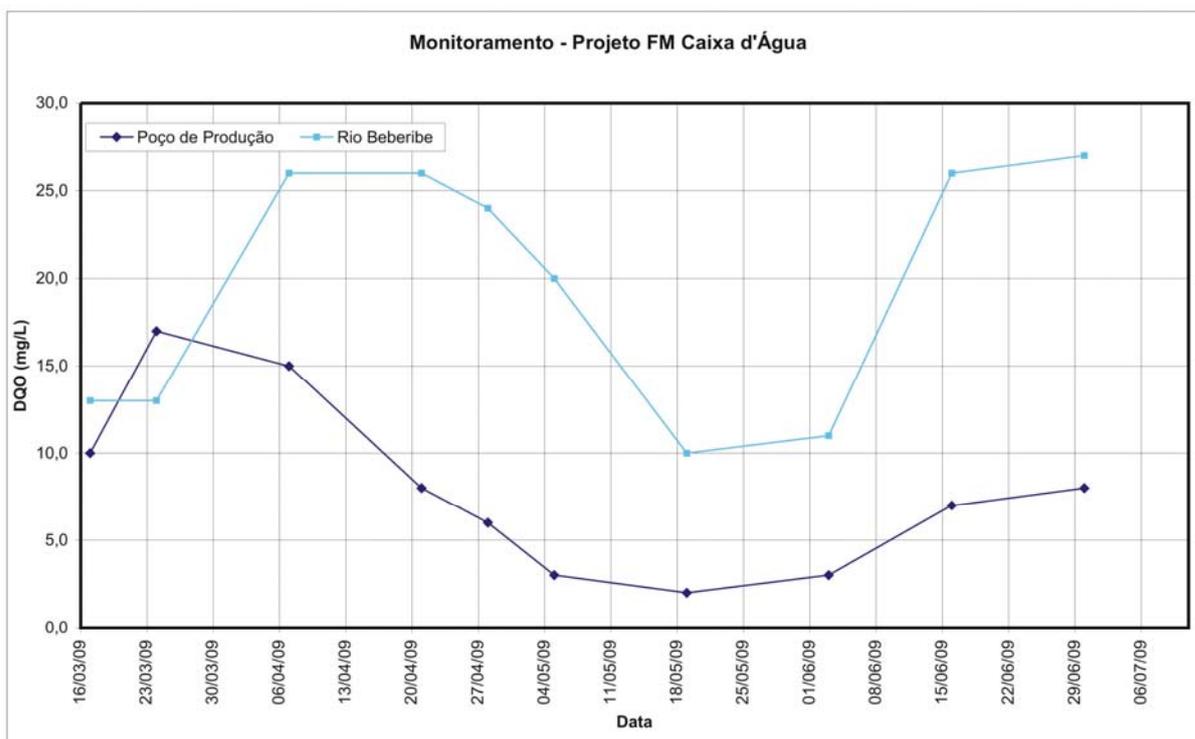


Figura 5.71 - Monitoramento da demanda química de oxigênio do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

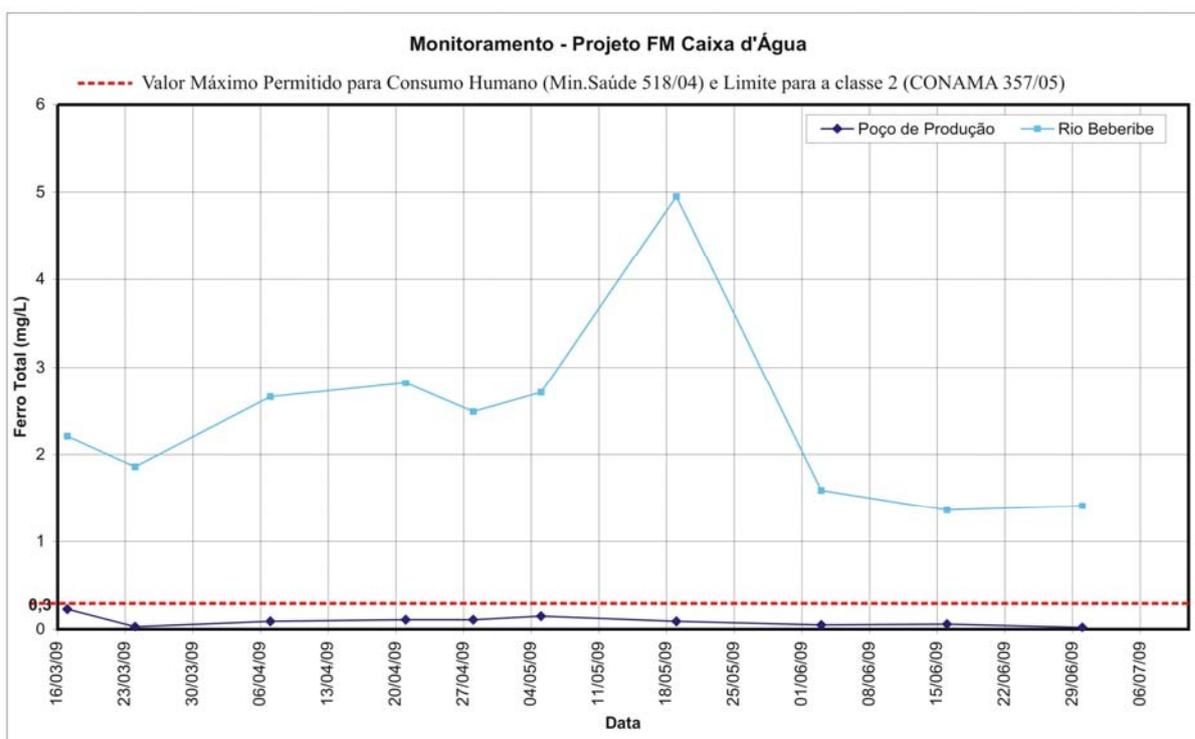


Figura 5.72 - Monitoramento do ferro total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

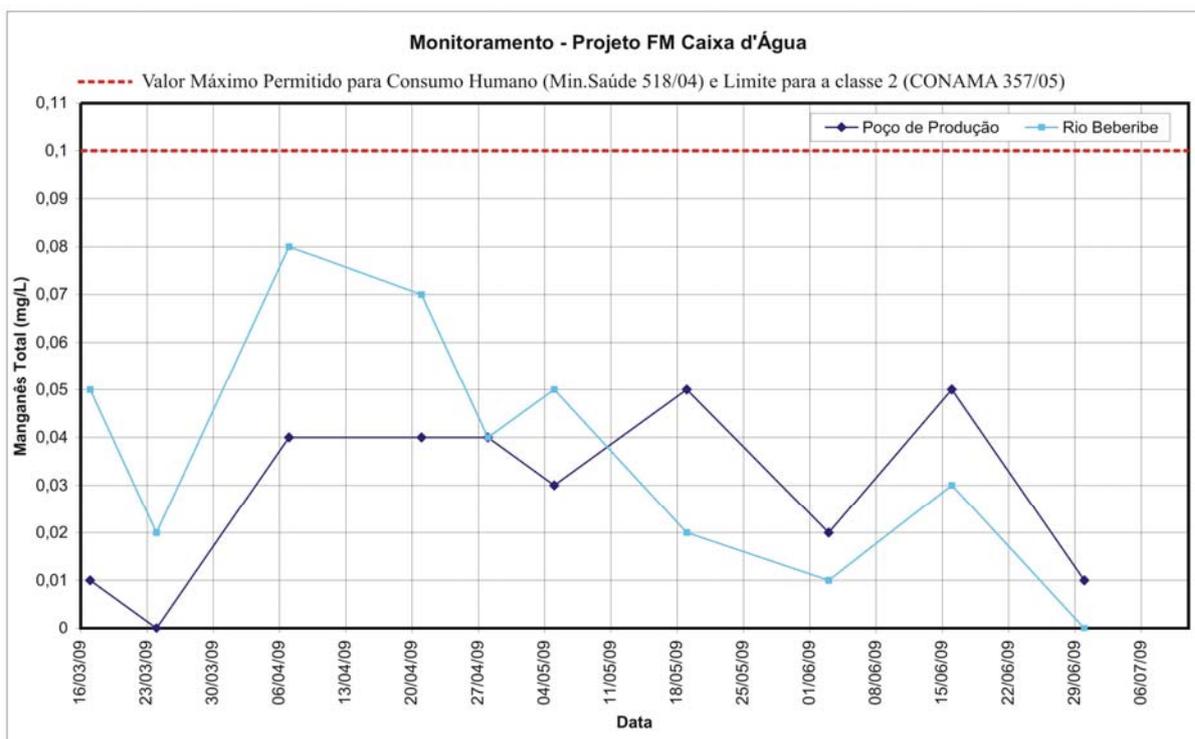


Figura 5.73 - Monitoramento do manganês total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

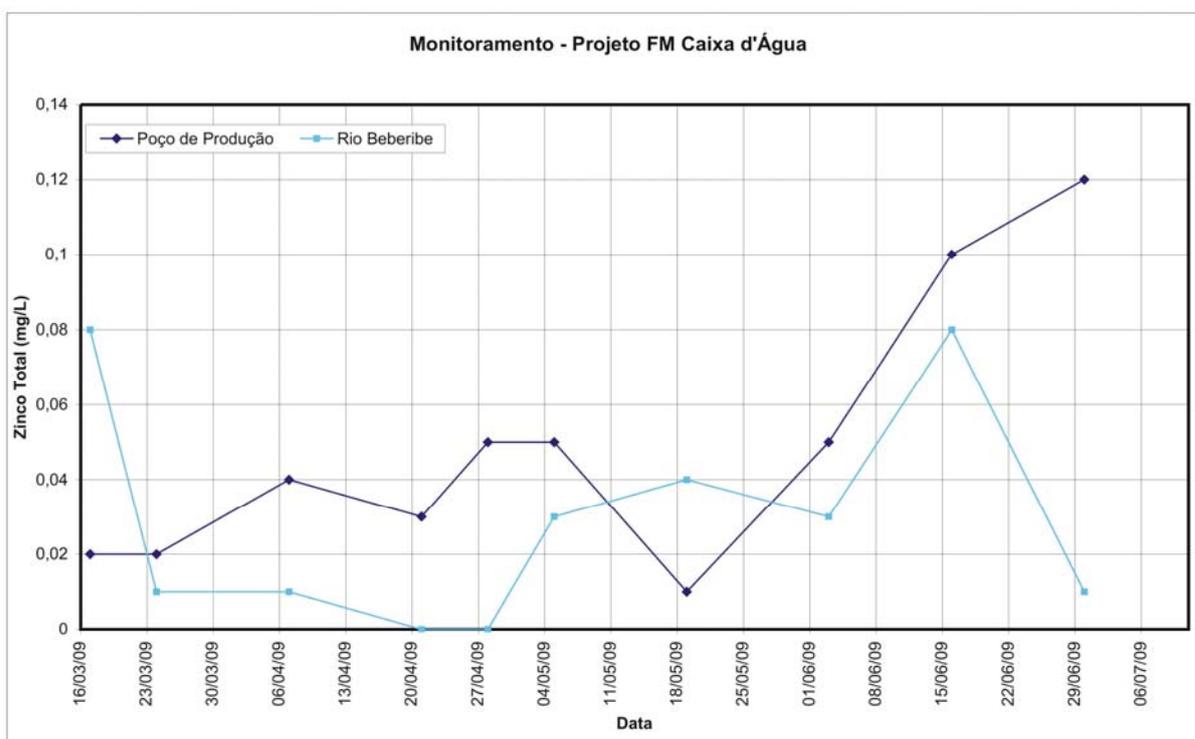


Figura 5.74 - Monitoramento do zinco total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água. 0,05mg/L é o valor máximo permitido para consumo humano (Min.Saúde 518/04) e limite para a classe 2 (CONAMA 357/05).

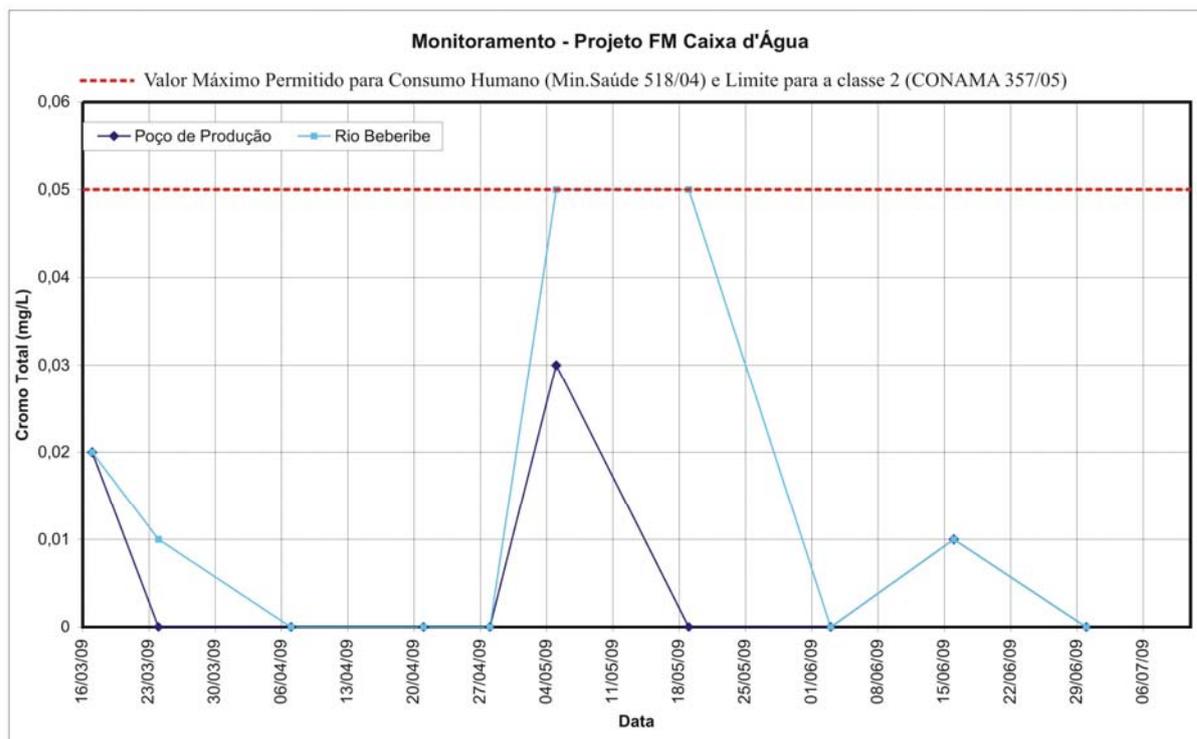


Figura 5.75 - Monitoramento do cromo total do projeto filtração em margem em Caixa d'Água.

Com relação à análise bacteriológica, foram realizadas apenas três análises para cada ponto de coleta (rio e poço de produção), em três semanas distintas. As três amostras da água do poço não apresentaram problema. Já as amostras do rio Beberibe estavam com valores acima dos 160.000 NMP/100mL tanto para coliformes totais como para Escherichia Coli.

Para a água do poço de produção todos os valores dos parâmetros analisados estão dentro dos limites de potabilidade, segundo a portaria do Ministério de Saúde 518/04. Já para os parâmetros analisados da água do rio Beberibe, alguns ainda se apresentaram dentro dos padrões de potabilidade e/ou para a classe 2, segundo enquadramento do CONAMA; mas, como esperado para águas superficiais, há variação principalmente após períodos de chuva. Os valores de turbidez, amônia, DBO, e Ferro apresentaram-se acima dos valores permitidos. Comparando os parâmetros do rio e do poço, as amostras do rio tiveram valores mais altos em todo o período analisado ou em grande parte das análises, com exceção apenas do zinco. Para o cobre, apenas em uma análise no rio Beberibe foi

detectado 0,02mg/L. Para o níquel, todos os valores foram abaixo do permitido para potabilidade, cujo limite é de 2mg/L.

É interessante a observação da condutividade elétrica, indicador do conteúdo de sais que são persistentes no meio poroso, que mostra uma tendência crescente para a água do poço, sendo possível contribuição evolutiva de águas mais distantes. Já a condutividade elétrica do rio mostra-se bastante variável de acordo com período de chuvas. A condutividade elétrica também foi monitorada, com equipamento portátil, durante o monitoramento dos níveis. As observações de campo também indicaram o crescimento da condutividade elétrica na água do poço (Figura 5.76). Observou-se que a água do rio Beberibe captada bem mais a montante da área possui teor de sais baixo.

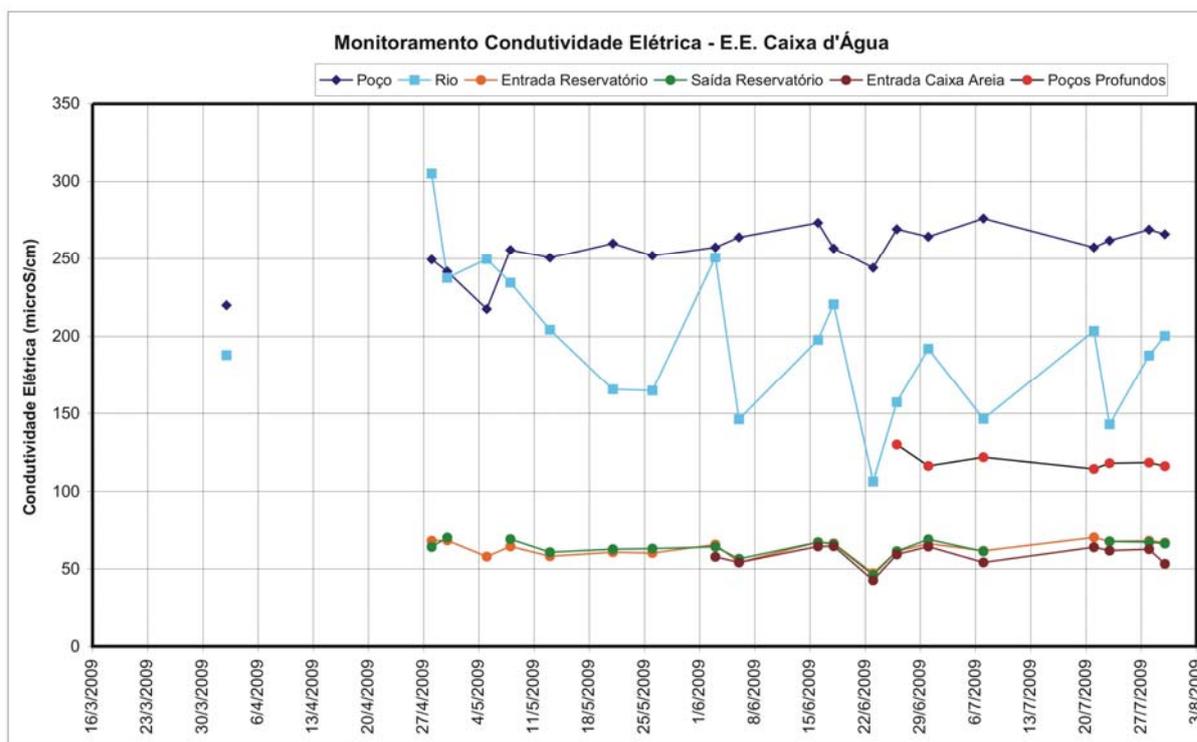


Figura 5.76 - Monitoramento da condutividade elétrica na EE Caixa d'Água, medições com equipamento portátil para água do rio, do poço, e da água no sistema da estação elevatória.

Os valores altos de amônia do rio mostra que há contaminação, provavelmente de despejos sanitários neste trecho do rio Beberibe, bastante urbanizado. Os valores de nitrito e nitrato, apesar de estarem dentro dos limites, podem caracterizar que as fontes de contaminação podem estar lentamente

alcançando o meio poroso da área, ou ainda há possibilidade da contaminação de fossas sépticas na área não pode ser descartada.

Como objetivo do uso da técnica de filtração em margem, observa-se claramente a estabilidade nos parâmetros monitorados do poço de produção, o que acontece com as águas superficiais. As maiores discrepâncias ocorrem com a turbidez, sólidos suspensos, ferro e os indicadores microbiológicos, que se espera que no fluxo subterrâneo sejam reduzidos.

As tabelas 5.4 e 5.5 apresentam todos os valores para os parâmetros analisados no período de monitoramento. A tabela 5.6 mostra um comparativo entre os valores limites para potabilidade da água de algumas organizações e os valores padrão do Ministério da Saúde.

Tabela 5.4 - Valores dos parâmetros analisados, amostras do poço de produção na EE Caixa d'Água.

Parâmetros	Unidade	Poço de Produção											
		25/11/08	17/03/09	24/03/09	07/04/09	21/04/09	28/04/09	05/05/09	19/05/09	03/06/09	16/06/09	30/06/09	
pH	-	7,1	6,7	5,8	6,6	6,1	6,8	8,1	6,6	6,2	5,7	6,2	
Turbidez	uT	1,32	5,66	0,21	0,71	1,47	0,24	0,62	0,73	0,75	0,49	0,1	
Condutividade elétrica	µS/cm	158,8	143,4	200,0	211,0	217,0	221,0	226,0	222,0	226,0	227,0	231,0	
Amônia em NH ₃	mg/L	0,37	0,29	0,56	ND	ND	ND	ND	ND	0,41	0,3	ND	
Nitrato em N	mg/L	0,006	0,006	0,004	0,004	0,007	0,007	0,005	0,011	0,003	0,003	0,004	
Nitrato em N	mg/L	0,11	0,31	1,09	1,47	0,22	0,28	0,19	0,4	ND	ND	ND	
Alcal. de hidróxidos em CaCO ₃	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Alcal. de carbonatos em CaCO ₃	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Alcal. de bicarbonatos em CaCO ₃	mg/L	12,0	16,0	12,0	11,0	16,0	14,0	17,0	12,0	7,0	8,0	8,0	
Alcalinidade total em CaCO ₃	mg/L	12,0	16,0	12,0	11,0	16,0	14,0	17,0	12,0	7,0	8,0	8,0	
Dureza total em CaCO ₃	mg/L	29,1	27,9	32,9	30,4	35,4	32,9	34,2	35,4	35,4	36,7	35,4	
Cálcio	mg/L	7,1	4,1	6,1	5,1	6,1	6,1	5,1	6,1	6,1	5,6	5,1	
Sólidos Suspensos	mg/L	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	8	
DBO 5,20	mg/L	14,9	2,8	0,87	0,38	0,59	2,02	0,98	0,2	0,81	0,8	2,4	
DQO	mg/L	89	10,0	17,0	15,0	8,0	6,0	3,0	2,0	3,0	7,0	8,0	
Ferro total	mg/L	0,14	0,23	0,03	0,09	0,11	0,11	0,15	0,09	0,05	0,06	0,02	
Manganês total	mg/L	0,06	0,01	ND	0,04	0,04	0,04	0,03	0,05	0,02	0,05	0,01	
Zinco total	mg/L	0,06	0,02	0,02	0,04	0,03	0,05	0,05	0,01	0,05	0,1	0,12	
Cobre total	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,01	ND	
Cromo total	mg/L	ND	0,02	ND	ND	ND	ND	0,03	ND	ND	0,01	ND	
Níquel total	mg/L	0,25	0,08	0,1	0,03	1,96	0,15	0,15	0,32	0,25	0,08	0,02	

Tabela 5.5 - Valores dos parâmetros analisados, amostras do rio Beberibe na EE Caixa d'Água.

Parâmetros	Unidade	Rio Beberibe										
		25/11/08	17/03/09	24/03/09	07/04/09	21/04/09	28/04/09	05/05/09	19/05/09	03/06/09	16/06/09	30/06/09
pH	-	7	7,2	6,7	7,2	6,6	7,6	7,4	6,9	7	6,7	7
Turbidez	uT	2,36	23,6	16,5	57,4	98,5	21,6	43,7	149	14,3	26,3	20,2
Condutividade elétrica	µS/cm	232,0	221,0	202,0	305,0	167,5	267,0	236,0	142,6	219,0	174,7	173,1
Amônia em NH ₃	mg/L	12,8	8,1	8,85	3,08	0,05	5,0	ND	0,94	0,29	4,5	4,5
Nitrito em N	mg/L	0,013	0,102	0,095	0,161	ND	0,492	0,66	0,007	0,88	0,129	0,168
Nitrato em N	mg/L	ND	0,12	0,43	0,71	0,22	3,5	3,2	0,41	5,3	0,65	0,9
Alcal. de hidróxidos em CaCO ₃	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Alcal. de carbonatos em CaCO ₃	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Alcal. de bicarbonatos em CaCO ₃	mg/L	19,0	31,0	28,0	46,0	22,0	52,1	42,0	10,0	10,0	14,0	8,0
Alcalinidade total em CaCO ₃	mg/L	19,0	31,0	28,0	46,0	22,0	52,1	42,0	10,0	10,0	14,0	8,0
Dureza total em CaCO ₃	mg/L	27,9	30,4	30,4	81,1	30,4	43,0	38,0	27,9	30,4	26,6	22,8
Cálcio	mg/L	8,1	7,1	7,1	14,2	11,2	12,2	12,2	8,1	10,1	7,1	6,1
Sólidos Suspensos	mg/L	36	12	16	8	64,0	40,0	12,0	284,0	12,0	316,0	28,0
DBO 5,20	mg/L	13,4	3,29	1,63	2,94	3,05	7,5	2,69	2,39	3,27	5,99	8,35
DQO	mg/L	103	13	13	26	26,0	24,0	20,0	10,0	11,0	26,0	27,0
Ferro total	mg/L	1,34	2,21	1,86	2,66	2,82	2,49	2,71	4,95	1,59	1,36	1,41
Manganês total	mg/L	0,08	0,05	0,02	0,08	0,07	0,04	0,05	0,02	0,01	0,03	ND
Zinco total	mg/L	0,03	0,08	0,01	0,01	ND	ND	0,03	0,04	0,03	0,08	0,01
Cobre total	mg/L	ND	ND	ND	ND	ND	0,02	ND	ND	ND	ND	ND
Cromo total	mg/L	ND	0,02	0,01	ND	ND	ND	0,05	0,05	ND	0,01	ND
Níquel total	mg/L	0,19	0,05	0,12	0,04	ND	1,75	0,16	1	0,32	0,16	0,02

Tabela 5.6 - Comparativo entre limites padrões de potabilidade do Ministério da Saúde e outras instituições.

Parâmetro	Unidade	Min. da Saúde	OMS (WHO)	EPA (USA)	Health Canadá
pH	-	6,0 a 9,0	6,5 a 8,0	6,5 a 8,5	6,5 a 8,5
Turbidez	uT	< 5,0	< 5,0	-	< 1,0
STD	mg/L	< 1000	< 600	< 500	< 500
Dureza	mg/L	< 500	< 500	< 500	< 500
Amônia em NH ₃	mg/L	< 1,5	< 1,5	-	-
Nitrito em N	mg/L	< 1,0	< 3,0	< 1,0	< 3,2
Nitrato em N	mg/L	< 10,0	< 50,0	< 10,0	< 45,0
Cloreto	mg/L	< 250	< 250	< 250	< 250
Ferro total	mg/L	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Manganês total	mg/L	< 0,1	< 0,4	< 0,05	< 0,05
Zinco total	mg/L	< 5,0	< 4,0	< 5,0	< 5,0
Cobre total	mg/L	< 2,0	< 2,0	< 1,3	< 1,0
Cromo total	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,1	< 0,05
Níquel total	mg/L	-	< 0,07	-	-
Coliformes Totais	NMP/100mL	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Escherichia coli	NMP/100mL	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente

Fontes: Ministério da Saúde, portaria 518/04 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

Organização Mundial de Saúde - WHO – World Health Organization (OMS, 2006).

EPA - Environmental Protection Agency (USEPA, 2005).

Health Canada (HEALTH CANADA, 2009).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Filtração em Margem (FM) é uma técnica utilizada em muitos países há mais de 100 anos para produzir água potável. Apesar dos países desenvolvidos já terem um bom domínio da técnica, continuam ainda com intensas pesquisas para aprofundamento do conhecimento do nível de detalhes dos compostos químicos e dos microorganismos do solo, o que pode ser evidenciado pelas dezenas de artigos internacionais em revistas científicas que são publicados todo ano. Tem-se aumentado o interesse no uso deste método como uma alternativa de baixo-custo para sistemas de tratamento na remoção de patógenos. Vários estudos têm mostrado que a FM remove consideráveis percentagens de componentes orgânicos e inorgânicos encontrados nas águas superficiais.

A linha de estudo deste trabalho propôs estudar essa forma de captação utilizando poços próximos à margem de rios para obtenção de água com um grau de qualidade melhor do que originalmente no rio de forma a reduzir custos com tratamento. No Brasil, além dos testes experimentais na bacia do Beberibe, também há estudos sobre o tema e aplicação experimental nas margens do lago do Peri, em Florianópolis. Ambos os experimentos apresentam bons resultados com uso promissor dessa técnica.

Esta pesquisa foi desenvolvida através de um projeto piloto implantado na Estação Elevatória de Caixa d'Água, na divisa de Olinda e Recife, pertencente a COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento). Contou-se com o apoio da Secretaria de Recursos Hídricos de Pernambuco, assim como da própria COMPESA. Uma observação interessante para a escolha do local foi o fato que havia uma captação de água no rio Beberibe a fio d'água nas margens desta estação até o final da década passada. Porém, com a crescente poluição apresentada na água do rio Beberibe neste trecho, a mesma foi desativada; e atualmente a estação elevatória recebe água do rio Beberibe captada em um trecho bem mais a montante.

O trabalho de campo durou um pouco mais de dois anos, incluindo o levantamento de campo para escolha da área, as sondagens geológicas do local escolhido, o projeto e a construção do poço de produção, a instalação da bomba e o monitoramento. A última fase do experimento com poço de produção realizou-se bombeando ininterruptamente uma vazão de cerca de 12.500 L/hora ao longo de

dezessete semanas (17/03/09 a 10/07/09), os níveis estabilizaram o que indica uma boa recarga induzida no aquífero.

6.1 Conclusões

As margens do rio Beberibe são formadas por sedimentos estratificados sendo que uma primeira camada de sedimentos mais finos atua como camada filtração. Na profundidade de 7,0 a 13,0 metros existe uma camada de areia grossa a cascalho que conduz uma boa vazão até o poço, abaixo dela há uma camada de areia fina a média antes de uma nova camada confinante abaixo.

Para caracterização das propriedades do escoamento no solo foram realizados os testes Slug e Bail-Down em todos os poços de observação encontrando-se o valor médio de $1,5 \times 10^{-05}$ m/s. Foi realizado um teste de aquífero com acompanhamento em cinco poços de observação, e foi obtido um valor aproximado de $3,0 \times 10^{-04}$ m/s para a condutividade hidráulica. O teste de aquífero realizado indicou que a partir de certo instante, aproximadamente 80 minutos, surge um novo aporte de água demonstrando que o cone de rebaixamento atingiu uma nova fonte hídrica.

Foram traçados dois mapas de curvas potenciométricas na área da estação elevatória, um primeiro demonstrando o regime de fluxo normal do escoamento subterrâneo com dados anteriores ao início de operação do poço de produção e um segundo mapa ilustrando o novo regime de fluxo com o bombeamento. Neste segundo mapa fica evidenciado o cone de depressão gerado e a mudança na direção do fluxo na zona de interface do aquífero com o rio, onde a cota do rio encontra-se elevada devido a uma pequena barragem de nível existente no local. O monitoramento da cota potenciométrica nos poços de observação e a medição da lâmina d'água apresentaram correlação, indicando que quando há elevação na cota do rio Beberibe há maior recarga para o aquífero.

Os valores observados para os parâmetros analisados da água do poço de produção estiveram todos dentro dos padrões de potabilidade. Os dados de coliformes totais e Escherichia Coli do monitoramento da qualidade mostram que a contaminação não alcançou a região do poço de produção. Com relação a turbidez, obteve-se valores praticamente zero na água bombeada, isto se deve ao efeito de

filtração que ocorre no meio poroso, também demonstrado para os sólidos totais dissolvidos. Os valores de amônia para o rio, indicativo de contaminação fecal ou oriundo da agropecuária, apresentaram-se acima do permitido no rio. No entanto, esta contaminação não alcançou o horizonte do poço de produção.

Para os metais, os valores observados de ferro, manganês, zinco, níquel, cobre, cromo apresentaram-se maiores para o rio Beberibe e foram sendo amortizados ao percolar a água pelo meio poroso, de modo que a água extraída do poço apresenta teor de metais abaixo dos limites permitidos de potabilidade pelas normas brasileiras. O efeito de redução já não ocorre com a salinidade, observado nos valores de condutividade elétrica, pois os sais não são removidos no meio poroso.

Como a água bombeada atendeu os padrões de potabilidade, poderia ser utilizada diretamente para abastecimento, talvez com uma simples cloração. No entanto, como o método é novo no Brasil, pode no mínimo funcionar como um pré-tratamento das águas do rio Beberibe, que se encontra bastante poluído conforme as observações realizadas tanto no monitoramento da CPRH quanto no monitoramento do projeto piloto.

6.2 Recomendações

Apesar do tema ser amplamente discutido em outros países, observa-se a evolução de novas pesquisas para um melhor entendimento dos processos da interação entre as águas superficiais e subterrâneas, assim como um melhor esclarecimento dos processos envolvidos na atenuação de vários compostos orgânicos e inorgânicos. Estudos recentes têm buscado analisar a contaminação de produtos fármacos nos corpos hídricos superficiais, e sua atenuação no meio poroso.

No âmbito do projeto piloto implantado, sugere-se que seja dada continuidade aos estudos pelo Grupo de Recursos Hídricos (GRH) da UFPE, contando com o apoio dos órgãos estaduais (SRH/PE, COMPESA e CPRH). Nesse sentido podem ser enumeradas as seguintes recomendações:

- analisar a possibilidade de executar uma bateria de poços ao longo do rio Beberibe, aproveitando as áreas livres nas margens do rio;

- realizar medições de vazões no rio Beberibe no trecho da Estação Elevatória de Caixa d'Água;
- delimitar áreas de proteção no entorno do rio Beberibe;
- continuar com o monitoramento físico-químico e bacteriológico, para observar as possíveis variações sazonais e corroborar com as observações realizadas na presente pesquisa;
- realizar outras análises investigativas para garantir a contribuição das águas do rio Beberibe, como análises de isótopos;
- investigar a remoção de matéria orgânica na área deste projeto piloto, através de carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD);
- realizar análises de microorganismos do meio ambiente subterrâneo;
- continuar com o monitoramento dos níveis potenciométricos, observando-se as variações sazonais e os efeitos de recarga;
- após um monitoramento mais amplo, realizar modelagem computacional de fluxo e transporte de solutos, a fim de melhorar o entendimento das condições envolvendo a interação entre águas superficiais e subterrâneas no local em estudo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALHEIROS, M. M. et al. Sistemas Depositionais na Formação Barreiras no Nordeste Oriental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 35º. Belém. 1988.

ALHEIROS, M.M. ; FERREIRA, M.G.V.X., ; LIMA FILHO, M.F.de. **Mapa Geológico do Recife. Escala 1:25.000, com Sinopse Geológica.** Convênio Carta Geotécnica da Cidade do Recife. Recife : FINEP/LSI-DEC-UFPE. 1995.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS - ASTM. D-4044 1996 (Reapproved 2002) - **Standard Test Method (Field Procedure) for Instantaneous Change in Head (Slug) Tests for Determining Hydraulic Properties of Aquifers.** Estados Unidos. 2002.

ANDERSON, M.P. & WOESSNER, W.W. **Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport.** Academic Press, San Diego, 381p. 1992.

BATISTA,R.P. **Estudo Hidrogeológico da Planície do Recife.** Recife : UFPE, 91p. Dissertação de Mestrado. 1984.

BEAR, J. **Hydraulics of Groundwater.** New York: McGraw-Hill. 1979.

BÖHLKE, J.-K. Groundwater recharge and agricultural contamination. **Hydrogeology Journal**, v.10, p153-179. 2002.

BOUWER, H. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. **Hydrogeology Journal**. V10., p.121-142. 2002.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Estudo de Áreas de Proteção das Fontes de Águas Minerais da Região Norte do Recife – Pernambuco.** Texto Explicativo e Mapas. Brasília. 2001.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Governo do Estado de Pernambuco. **Geologia e Recursos Minerais do Estado de Pernambuco** – Mapas Geológico e de Recursos Minerais do Estado de Pernambuco - Texto Explicativo. Recife. 2001.

BRUNKE, M.; and GONSER, T. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater, **Freshwater Biology**, v.37 n.1, p.1-33. 1997.

BUZEK, F; KADLECOVA, R.; KNEZEK, M. Model reconstruction of nitrate pollution of riverbank filtration using 15N and 18O data, Karany, Czech Republic. **Applied Geochemistry**. v.21, p.656-674. 2006.

CABRAL, J.J.S.P.; e DEMÉTRIO, J.G.A. **Aplicações de Modelos em Hidrogeologia**. In: Fernando Antonio Carneiro Feitosa e João Manoel Filho (Org.). Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações. CPRM. Fortaleza, Ceará. v.1., p.185-202. 1997.

CAMPOS, H.L. **Processo Histórico de Gestão na Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe (PE): Uma Retrospectiva**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro - RJ. 226p. 2003.

CARDENAS, M.B., ZLOTNIK, V.A. A simple constant-head injection test for streambed hydraulic conductivity estimation. **Ground Water**. v41, n6, p867-871. 2003.

CONDEPE/FIDEM - Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas. **Programa PROMETRÓPOLE**. http://www.portais.pe.gov.br/c/portal/layout?p_l_id=PUB.1557.44. Acessado em março de 2009. 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: < www.mma.conama.gov.br/conama>. 2005.

COSTA, W.D. et al. **Estudo Hidrogeológico de Recife - Olinda - Camaragibe - Jaboatão dos Guararapes**. Projeto HIDROREC II. Recife. 2V. 2002.

CPRH - AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Relatórios de Monitoramento Ambiental das Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco**. <www.cprh.pe.gov.br>, acessado em maio de 2008. 2008.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Hidrogeologia - Conceitos e Aplicações**. Fernando A. C. Feitosa, João Manoel Filho, Edilton C. Feitosa e J. Geilson Demetrio (Org.). 3ª. Edição. CPRM. 2008.

DILLON, P.J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; e HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. **Journal of Hydrology**. v.266, p.209-221. 2002.

DONALD, D; GRYGASKI, T. **Development of a Sustainable Potable Water Supply for Rural Villages in the Coastal Region of Tanzania, Africa**. Em meio digital, acessado em 2007.

ENVIRONMENTAL AGENCY. **High resolution in-situ monitoring of hyporheic zone biogeochemistry**. Science Report SC030155/SR3. United Kingdom. 51p. 2005a.

_____. **Groundwater–surface water interactions in the hyporheic zone**. Science Report SC030155/SR1. United Kingdom. 71p. 2005b.

_____. **Attenuation of nitrate in the sub-surface environment**. Science Report SC030155/SR2. United Kingdom. 108p. 2005c.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **2046 - Slug Tests**. Estados Unidos. p.1-5. 1994.

_____. Office of Ground Water and Drinking Water. **Effect of Treatment on Nutrient Availability**. Total Coliform Rule Issue Paper. 45p. 2007.

_____. Office of Water. **Technologies and Costs Document for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule and Final Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule**. EPA 815-R-05-013, 309p. 2005.

FARIAS, V.P. **Estudo das águas subterrâneas na área do Complexo Médico-Empresarial da Ilha do Leite e regiões adjacentes no município de Recife-PE**. Recife : UFPE. 157p. Dissertação de Mestrado. 2003.

FOX, G. Estimating streambed and aquifer parameters from a stream/aquifer analysis test. **Hydrology Days**. p.68-79. 2003.

FOX, G. Evaluation of a stream aquifer analysis test using analytical solutions and field data. **Journal of the American Water Resources Association**, AWRA. p755-763. 2004.

GOOGLE. **Google Earth**. <<http://earth.google.com/>>, acessado em março de 2009.

GOLLNITZ, W.D.; CLANCY, J.L.; MCEWEN, J.B., and GARNER, S.C. Riverbank filtration for IESWTR compliance. **Journal American Water Works Association (AWWA)** 97, (12), p.64-76. 2005.

GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, SECRETARIA DAS CIDADES. **Ações do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) no Estado de Pernambuco**. http://www.portais.pe.gov.br/c/portal/layout?p_l_id=PUB.1381.11, acessado em março de 2009. 2009.

GRESKOWIAK, J.J. **Reactive transport processes in artificially recharged aquifers - field and modelling studies**. Universidade Humboldt de Berlim. Berlim, Alemanha. 175p. Dissertação de Mestrado. 2006.

HAITJEMA, H.M. **Analytic element modeling in groundwater flow**. Academic Press, California. 394 p. 1995.

HEALTH CANADA. Water Quality: reports and publications. **Guidelines for Canadian drinking water quality. Chemical/Physical Parameters**. Disponível em: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-eng.php#tech_doc.

Acessado em: março de 2009.

HEBERER, T.; MECHLINSKI, A.; FANCK, B.; KNAPPE, A.; MASSMANN, G.; PEKDEGER, A.; e FRITZ, B. Field Studies on the Fate and Transport of Pharmaceutical Residues in Bank Filtration. **Ground Water Monitoring & Remediation**. v.24, n.2. 2004.

HISCOCK, K.M., GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**. v266, p139-144. 2002.

HUBBS, S.A. **Processes involved in mechanical clogging of riverbank filtration systems**. NATO Advanced Research Workshop, Samorin, Slovakia. September 7-10, 2004. <<http://www.soulstatic.com/NATORBF/papers/hubbs/hubbs.pdf>> (acesado em março de 2007). 2004.

HRUDEY, S.; BURCH, M.; DRIKAS, M.; GREGORY, R. Remedial Measures. Chapter 9, p275-312. In: **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management**. Eds. Chorus, I. & J. Bartram, London and New York. E&FN Spon, 416 pp.. 1999.

HUNT, H.; SCHUBERT, J.; e RAY, C. **Riverbank Filtration – Improving Source-Water Quality**. Chapter: Conceptual Design of Riverbank Filtration Systems. Kluwer Academic Publishers. California, USA. 2002.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico – Pernambuco, 2001**. Rio de Janeiro-RJ. 2001.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET-). 3º DISTRITO DE METEOROLOGIA (DISME). **Boletim com a Normal Climatológica no período 1961 a 1990**. 2003.

JEKEL, M.; HEINZMANN, B. **The Research Project “Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration (NASRI)”, its Relation to the Specific Water Management Challenges of Berlin and the International Relevance.** Conference Wasser Berlin. KompetenzZentrum Wasser Berlin. 10p. 2003.

KALKUS, E.; REINSTORF, F.; SCHIRMER, M. Measuring methods for groundwater - surface water interactions: a review. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.10, p.873-887. 2006.

KIM, S.-B., CORAPCIOGLU, M.Y. Contaminant transport in riverbank filtration in the presence of dissolved organic matter and bacteria: a kinetic approach. **Journal of Hydrology**. v266, p269-283. 2002.

KUIPER-GOODMAN, T., I. FALCONER, & J. FITZGERALD. Human Health Aspects. Chapter 4, p112-153. In: **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management.** Eds. Chorus, I. and Bartram, J. London and New York. E&FN Spon, 416 pp. 1999.

KUEHN, W; & MULLER, U. Riverbank Filtration - An overview. **Journal American Water Works Association (AWWA)**. v.92, n.12, p.60-69. 2000.

KUEHN, W. Emerging chemical threats and radioactivity in drinking water resources. In: 2nd Web Based European Knowledge Network on Water Conference, Bratislava, Slovak Republic, <http://www.weknow-waternetwork.com/uploads/bratislava/Conference_Proceedings%20FINAL_060705.pdf> (acessado em abril de 2007). 2005.

LAHTI, K.; RAPALA, J.; KIVIMÄKI, A.-L.; KUKKONEN, J.; NIEMELÄ, M.; e SIVONEN, K. Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. **Water Science and Technology**, v.43, n.12, p.225-228. 2001.

LAHTI, K.; VAITOMAA, J.; KIVIMAKI, A.L.; SIVONEN, K. Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of groundwater and in bank filtration In: **Artificial Recharge of Groundwater**, Peters, J. (Ed.), Balkema, Rotterdam, p211-216. 1998.

LAMBS, L. Interactions between groundwater and surface water at river banks and the confluence of rivers. **Journal of Hydrology**, v.288, p.312-326. 2004.

LERNER, D.N. Identifying and quantifying urban recharge: a review. **Hydrogeology Journal**, v.10, p.143-152. 2002.

MABESOONE, J.M.; ALHEIROS, M.M. Base Estrutural. In: Estudos Geológicos - UFPE – Departamento de Geologia. **Geologia. Série B. Estudos e Pesquisas**. v.10, p.33-43. 1991.

MANSELL, J., e DREWES, J.E. Fate of steroidal hormones during soil-aquifer treatment. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v.24, n.2, p.94-101. 2004.

MASSMANN, G. **Infiltration of River Water into the Groundwater: Investigation and Modeling of Hydraulic and Geochemical Processes during Bank Filtration in the Oderbruch, Germany**. Universidade Livre de Berlim, Tese de Doutorado. Berlim, Alemanha. 2002.

MILLER, M.J.; CRITCHLEY, M.M.; HUTSON, J.; FALLOWFIELD, H.J. The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water into soil during batch experiments. **Water Research**, v 35, Issue 6, p.1461-1468. 2001.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria MS nº 518**, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2005.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE - OMS. Diretrizes de Qualidade da Água Potável. **Guidelines for Drinking-water Quality. First Addendum to Third Edition**,

Volume 1, Recommendations. WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 595p. 2006.

ODONGO, Justine. Evaluation of Empirical Formulae for Determination of Hydraulic Conductivity based on Grain-Size Analysis. **Journal of American Science**. V.3, n.3, p.54-60. 2007.

PAIVA, A.L.R. **Modelagem Computacional e Análise da Salinização dos Aquíferos na Área Central de Recife.** UFPE. Recife, Pernambuco. 175p. Dissertação de Mestrado. 2004.

PAIVA, A.L.R. e CABRAL, J.J.S.P. Considerações sobre Filtração em Margem como pré-tratamento para abastecimento público. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, 25 a 29 Novembro de 2007, São Paulo / SP. 2007.

PERNAMBUCO - GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO. SECTMA – Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. **Atlas de Bacias Hidrográficas de Pernambuco.** Coordenação Técnica de Simone Rosa da Silva. 104p. Recife - PE. 2006.

_____. SECTMA – Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. **Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH.** Recife - PE.1998.

_____. SEPLAN – Secretaria de Planejamento. **Projeto de Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica das Bacias dos Rios Beberibe, Capibaribe e Jaboatão – PQA/PE.** Estudos de Consolidação e Complementação do Diagnóstico sobre a Qualidade das Águas, Relativos à Preparação do Programa de Investimentos nas Bacias dos Rios Beberibe, Capibaribe e Jaboatão. Relatório n.1, Tomos I e II. Recife - PE. 1997.

RABELO, L. **Estudos Preliminares para Implantação da Filtração em Margem na Lagoa do Peri como Pré-Tratamento de Água para Remoção de Fitoplâncton.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 152p. 2006.

RAY et al. **Riverbank Filtration – Improving Source-Water Quality**. Chapter: Introduction. Kluwer Academic Publishers. California, USA. 2002.

SAHOO, et. al. Use of artificial neural networks to evaluate the effectiveness of riverbank filtration. **Water Research**, v.39, p. 2505-2516. 2005.

SCHOEN, M. **Systematic Comparison of Riverbank Filtration Sites in Austria and India**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Innsbruck, Áustria. 63p. 2006.

SCHMIDT, C.K. et. al. **Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany**. TWZ-Report. DVGW – Water Technology Center (TZW), Germany. 2003.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration – field studies. **Journal of Hydrology**. v266, p144-161. 2002.

SENS, M.L.; DALSSASSO, R.L.; MONDARDO, R.I.; MELO FILHO, L.C. de. **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Capítulo 5 - Filtração em Margem. Coordenador: Valter Lúcio de Pádua. Projeto PROSAB, ABES. Rio de Janeiro. 2006.

SMEETS, P.; RIETVELD, L.; HIJNEN, W., MEDEMA, G., STENSTRÖM, T.-A. **Efficacy of water treatment processes**. Acessado em 20 de janeiro de 2007, em: http://217.77.141.80/clueadeau/microrisk/uploads/microrisk_efficacy_of_water_treatment_processes.pdf. 2006.

SOPHOCLEOUS, M. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. **Hydrogeologic Journal**. v10, p52-67. 2002.

STRACK, O.D.L. **Groundwater Mechanics**. Prentice-Hall. Englewood Cliffs. 688p. 1989.

STUYFZAND, P.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M.; LANGE, W. **Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions**. In: NATO Advanced Research Workshop, Samorin, Slovakia. 7-10 de Setembro de 2004. <<http://www.soulstatic.com/NATORBF/papers/stuyfzand/nato2004fullpaper.pdf>> (acessado em abril de 2006). 2004.

TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; E ELIMELECH, M. Bank filtration: a simple technology may inexpensively clean up poor-quality raw surface water. **Environmental Science & Technology**. Colorado, USA, p. 423-428. 2002.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Microbe Concentrations, Laser Particle Counts, and Stable Hydrogen and Oxygen Isotope Ratios in Samples from a Riverbank Filtration Study, Platte River, Nebraska, 2002 to 2004**, Volume 1. Data Series 133. 2005a.

_____. **Occurrence of Selected Pharmaceutical and Non-Pharmaceutical Compounds and Stable Hydrogen and Oxygen Isotope Ratios in a Riverbank Filtration Study, Platte River, Nebraska, 2002 to 2005**, Volume 2. Data Series 141. 2005b.

_____. **Analytical Solutions and Computer Programs for Hydraulic Interaction of Stream-Aquifer Systems**. By P.M. Barlow and A.F. Moench. Open-File Report 98-415A. Marlborough, Massachusetts, United States. 98p. 1998.

VRIES, J.J.; e SIMMERS, I. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. **Hydrogeology Journal**, v.10, p.5-17. 2002.

WANG, J.; J. SMITH; and L. DOOLEY. **Evaluation of riverbank infiltration as a process for removing particles and DBP precursors**. Proceedings, Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Denver, Colorado. 1995.

WANG, J. **Riverbank Filtration - Improving Source-Water Quality**. Chapter: Riverbank Filtrate Case Study at Louisville, Kentucky. Kluwer Academic Publishers. California, USA. 2002.

WEISS, W.J.; BOUWER, E.J.; ABOYTES, R.; LE CHEVALLIER, M.W.; O'MELIA, C.R.; LE, B.T.; SCHWAB, K.J. Riverbank filtration for control of microorganisms: Results from fieldmonitoring. **Water Research**, v.39, p.1990-2001. 2005.

WINDELER, B. **Temporal variability of riverbed hydraulic conductivity along the great Miami river, southwest Ohio: a continuance of data gathering and instrumentation**. Dissertação de Mestrado. Miami University, Oxford - Ohio, Estados Unidos. 43p. 2006.

WOESSNER, W.W. Stream and fluvial plain ground water interactions: rescaling hydrogeologic thought. **Ground Water**, v.38, n.3, p.423-429. 2000.

WORCH, E. et. al. Laboratory tests for simulating attenuation processes of aromatic amines in riverbank filtration. **Journal of Hydrology**. v.266, p.259-268. 2002.

YING, G.-G.; KOOKANA, R.S.; DILLON, P. Attenuation of two estrogen compounds in aquifer materials supplemented with sewage effluent. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v.24, n.2, p.102-107. 2004.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)