



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

**O EMPREGO DA TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM
MARGEM PARA TRATAMENTO DE ÁGUA NO RIO
BEBERIBE, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE**

**Mestranda:
Dayana Andrade de Freitas**

**Orientador:
Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral**

**Co-orientador
Prof. Dr. Renato José Reis Molica**

RECIFE, PE - 2010

DAYANA ANDRADE DE FREITAS
Bióloga, Universidade Federal de Pernambuco, 2007

**O EMPREGO DA TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM
MARGEM PARA TRATAMENTO DE ÁGUA NO RIO
BEBERIBE, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE**

Dissertação 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 parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.

RECIFE, PE
Fevereiro de 2010

F866e

Freitas, Dayana Andrade de

O emprego da técnica de filtração em margem para tratamento de água no rio Beberibe, Região Metropolitana do Recife / Dayana Andrade de Freitas . - Recife: O Autor, 2010. Xiii, 132f.; il., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2010.

Inclui Referências.

1. Engenharia civil. 2. Tratamento de água do Rio Beberibe. 3. Técnica de filtração em margem . I. Título.

624 CDD (22. ed.)

UFPE/BCTG/2010-030

**O EMPREGO DA TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM PARA
TRATAMENTO DE ÁGUA DO RIO BEBERIBE, NA REGIÃO
METROPOLITANA DO RECIFE**

Dayana Andrade de Freitas

DISSERTAÇÃO 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 MESTRE EM ENGENHARIA
CIVIL.



Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral
Orientador, Ph. D.



Renato José Reis Molica
Co-Orientador, D. Sc.



Mauricio Luiz Sens
Examinador Externo, Dr.



Paulo Tadeu Ribeiro de Gusmão
Examinador Interno, D. Sc.

RECIFE, PE

Dedicatória

À minha amada avó Maria José Sá Andrade, *in memoriam*, e a minha querida prima Renata Andrade de Melo, *in memoriam*. Aos meus Pais, Erinaldo e Teresinha, aos meus irmãos, Daniela e Danilo. À uma pessoa muito especial para mim, Rafael. Agradeço por toda força e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por toda fé e força concedida para finalização dessa etapa em minha vida.

Aos meus Pais, Erinaldo Viana de Freitas e Teresinha Sávia Andrade de Freitas, meus alicerces e incentivadores maiores, agradeço principalmente a minha Mãe por todo apoio e paciência nos momentos mais difíceis. Agradeço também aos meus irmãos Daniela e Danilo.

À toda minha família tios, tias, primos e primas, agradecimentos especiais a Tia Aldenice, Tia Edna e Tia Ana e a meu primo Renato pelo apoio.

À Rafael Farias Magalhães, uma pessoa muito especial, sempre presente e meu grande incentivador, agradeço pelo companheirismo e carinho em todos os momentos.

Ao Prof. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral, por ser meu orientador nesta pesquisa e também profissionalmente, agradeço por todos os ensinamentos.

Ao Prof. Renato Molica, da UFRPE, da Unidade Acadêmica de Garanhuns, por ser meu co-orientador.

À Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, pioneiro na realização dessa pesquisa, agradeço por todo auxílio.

À Josinaldo por toda ajuda nos trabalhos de campo semanais, imprescindíveis para o andamento dos estudos.

Aos meus queridos colegas de turma de mestrado, Simone Karine, Danielle Patrice, Djalma Ferraz, Renata Pinheiro, Cristiane Ribeiro, Leonardo Andrade, Fábio Aquino, Wania Santiago, Robson Silva, João Batista, Suzete Silva, Fabiana Kalina, Patrícia Macedo, Sheylane Luz, por todo esforço conjunto para vencer esta etapa.

Aos componentes de Grupo de Recursos Hídricos/UFPE, a Djalena Marques, Gracieli Brito, Janaína Nascimento, Walkíria, Leidjane Oliveira, Osvalcílio Furtunato, Albert Einstein, Filipe Alcântara, Pedro Tyaquiçã, Fernanda Paiva, Richarde Marques, Laércio Leal por todo apoio.

Aos professores, especialmente, Roberto Azevedo, Antonio Celso Dantas Antonino, Suzana Montenegro, Ricardo Braga e Alfredo Ribeiro que fazem parte do Mestrado em Engenharia Civil, Área Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Ao ITEP, através da Dra. Maristela Casé e de Silvio Mário na contagem e identificação de cianobactérias.

À FACEPE (Fundação de Amparo ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do estado de Pernambuco) pelo apoio financeiro e concessão da bolsa de mestrado.

SUMÁRIO

RESUMO	
ABSTRACT	
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
1 – INTRODUÇÃO	1
1.1 - RELEVÂNCIA DO TEMA E JUSTIFICATIVA	1
2 – OBJETIVOS	3
2.1 - OBJETIVO GERAL	3
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 – HISTÓRICO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM	4
3.2 – FILTRAÇÃO EM MARGEM	9
3.3 – PROCESSOS OCORRENTES DURANTE A FILTRAÇÃO EM MARGEM	12
3.3.1 - REMOÇÃO DE CONTAMINANTES QUÍMICOS	16
3.3.1.1 - Remoção de Matéria Orgânica	16
3.3.1.2 - Remoção de Resíduos Farmacêuticos	18
3.3.2 - REMOÇÃO DE CONTAMINANTES BIOLÓGICOS	19
3.3.2.1 - Remoção de <i>Giardia lamblia</i> e <i>Cryptosporidium parvum</i>	19
3.3.2.2 – Remoção de Cianobactérias	20
3.3.2.2.1 – Definição, Habitat, Toxinas e Ocorrências de Florações	21
3.3.2.2.2 – Remoção de Cianobactérias por Filtração em Margem	28
3.4 – INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO	30
3.4.1 – ZONAS DE INTERAÇÃO ÁGUA SUPERFICIAL E ÁGUA SUBTERRÂNEA	33
3.4.1.1 – Zona Ripária	33
3.4.1.2 – Zona Hiporreica	36
4 – MATERIAL E MÉTODOS	39
4.1 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	39
4.1.1 – Características Climáticas	41
4.1.2 – Cobertura Vegetal	43
4.1.3 – Geologia	46
4.1.4 – Geomorfologia	48
4.1.5 – Aspectos Hidrográficos	50
4.1.6 – Qualidade das Águas Superficiais	53
4.1.7 – Uso e Ocupação do Solo	58
4.1.8 – Ações Políticas na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe	65

4.2 – ESTAÇÃO EXPERIMENTAL	67
4.2.1 – Estação Elevatória de Caixa d’água	67
4.2.2 – Implantação do Projeto Piloto de Filtração em Margem	68
4.2.3 – Poço de Produção	72
4.3 – METODOLOGIA	74
4.3.1 – MONITORAMENTO	74
4.3.1.1 – Piezometria	75
4.3.1.2 – Monitoramento Qualitativo da água	76
4.3.1.2.1 – Monitoramento Físico-químico	76
4.3.1.2.2 – Monitoramento Bacteriológico	79
4.3.1.3 – Monitoramento de Cianobactérias	82
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
5.1 – PIEZOMETRIA	88
5.2 – ASPECTOS QUALITATIVOS	93
5.2.1 – Parâmetros Físico-químicos	93
5.2.1.1 – pH	94
5.2.1.2 – Turbidez	94
5.2.1.3 – Condutividade Elétrica	96
5.2.1.4 – Alcalinidade	98
5.2.1.5 – Dureza	99
5.2.1.6 – Amônia em NH ₃ , Nitrito em N e Nitrato em N	100
5.2.1.7 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)	103
5.2.1.8 – Ferro e Manganês	105
5.2.1.9 – Zinco	107
5.2.1.10 – Cobre	108
5.2.1.11 – Cromo	109
5.2.2 – Parâmetros Bacteriológicos	110
5.3 - Remoção de Cianobactérias	112
6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	119
6.1 – CONCLUSÕES	119
6.2 - RECOMENDAÇÕES	120
7 – REFERÊNCIAS	122

RESUMO

O EMPREGO DA TÉCNICA DE FILTRAÇÃO EM MARGEM PARA TRATAMENTO DE ÁGUA NO RIO BEBERIBE, REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE

Dayana Andrade de Freitas

Orientador: Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

Co-orientador: Renato José Reis Molica

A Filtração em Margem (FM) tem sido utilizada em diversos países como uma técnica alternativa para o fornecimento de água em melhor qualidade para abastecimento público. A FM consiste em locação de poços de bombeamento próximos a um manancial de superfície, ocorrendo uma indução da água do corpo hídrico através do meio poroso até o poço por percolação no solo. Com isso a água passa por diversos processos físicos, químicos e biológicos, proporcionando um tratamento natural da água pelas margens de rios ou reservatórios. Esta pesquisa teve o intuito de estudar o sistema de FM em escala piloto nas margens do rio Beberibe, no bairro de Caixa d'Água, Olinda-PE. Foram analisadas as camadas do subsolo para a instalação de um projeto piloto. O sistema de FM no rio Beberibe conta com um poço de produção e sete poços de observação. Através do monitoramento do nível d'água do rio e dos níveis do lençol freático verificou-se a conexão hidráulica entre rio e aquífero. Foram avaliados parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, observou-se a produção de água de melhor qualidade, assim como, remoção de cianobactérias pela FM. Os resultados indicam que a FM no rio Beberibe fornece água em qualidade muito superior ao rio, inclusive chegando a atender condições de potabilidade estabelecidos pela legislação. A FM é um sistema de custo relativamente baixo, foi comprovada como uma técnica eficaz para tratamento natural de água e pode ser incorporada ao sistema de abastecimento público de água.

Palavras Chaves: Filtração em Margem, Interação rio-aquífero, tratamento natural, qualidade de água.

ABSTRACT

Bankfiltration for Water Treatment in Beberibe River, Recife Metropolitan Region

Dayana Andrade de Freitas

Supervisor: Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral

Co-supervisor: Renato José Reis Molica

Bank Filtration (BF) has been used in several countries as an alternative to provide good quality water for public supply. In BF, a well is pumped near surface water, and induces water flow from the river through the porous medium to the well by percolation into the soil. Several physical, chemical and biological processes occurs, providing a natural water treatment along the river banks. This research was designed to study the BF pilot project on Beberibe river at “Caixa d’Água” neighborhood, Olinda-PE. The subsoil has been analyzed for the pilot project installation. The BF system in the Beberibe river comprises a production well and seven observation wells. By monitoring the water level of the river and piezometric groundwater levels, a hydraulic connection between river and aquifer has been verified. By evaluating the physico-chemical and bacteriological parameters, production of better quality water has been observed, as well as removal of cyanobacterium. Results indicate that BF in Beberibe pilot project provide better water quality than river water, reaching drinking water condition set by legislation. BF had positively tested for the removal of cyanobacteria, because although a large amount of cyanobacteria has been found in Beberibe river, no occurrence was found in the pumped water. BF is a relatively low cost system, proven as an effective technique for natural water treatment and can be incorporated into the public drinking water system.

Keys-words: Bank Filtration, Interactions stream-aquifer, natural water treatment, water quality

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	- Esquema simplificado da técnica de Filtração em Margem	10
Figura 3.2	- Diagrama esquemático dos processos que afetam a qualidade da água durante o processo de Filtração em Margem (Adaptado de HISCOCK e GRISCHEK, 2002)	12
Figura 3.3	- Interação água superficial com água subterrânea: (a) Fluxo em direção ao manancial superficial, meios conectados; (b) Fluxo em direção ao aquífero freático, meios conectados; (c) Fluxo em direção ao aquífero raso, meios desconectados; (d) Fluxo em direção ao aquífero profundo, meios desconectados. (Adaptado de Peterson e Wilson, 1988 apud SOPHOCLEOUS, 2002)	31
Figura 3.4	- Ilustração da Zona Ripária, destacando sua vegetação e seu fluxo (Modificado de LIKENS, 1992)	34
Figura 3.5	- Zona Hiporreica e fluxos entre água superficial com água subterrânea. (A) origem da água no rio é da água subsuperficial de vertente; (B) água subsuperficial da zona hiporreica; (C) água subterrânea profunda; (D) zona hiporreica atua recarregando o rio, ou o rio atua recarregando a zona hiporreica (Takahashi e Ohta, 1999 apud KOBIYAMA, 2003)	37
Figura 4.1	- Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe no primeiro grupo de Bacias Hidrográficas Litorâneas (GL-1) (Adaptado da SECTMA, 1998)	40
Figura 4.2	- Figura 4.2 – Médias mensais de precipitação e evaporação de 1961 a 1990 na Estação Meteorológica de Recife (INMET/3ª DISME).	42
Figura 4.3	- Figura 4.3 - Médias mensais de temperatura e umidade relativa de 1961 a 1990 na Estação Meteorológica de Recife (INMET/3ª DISME).	42
Figura 4.4	- Médias mensais de insolação e precipitação de 1961 a 1990 na Estação Meteorológica de Recife (INMET/3ª DISME)	43
Figura 4.5	- Representação da Cobertura vegetal, na bacia hidrográfica do rio Beberibe (FIDEM, 2000 apud CAMPOS, 2003)	45
Figura 4.6	- Unidades Geológicas da Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe (FIDEM, 2000 apud CAMPOS, 2003)	47
Figura 4.7	- Unidades Geomorfológicas da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe (FIDEM, 2000 apud CAMPOS, 2003)	49
Figura 4.8	- Rede de Drenagem da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe (CAMPOS, 2003)	52
Figura 4.9	- Estações de amostragem da rede de monitoramento da	53

CPRH na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no ano de 2003.

Figura 4.10	- Estações de amostragem da rede de monitoramento da CPRH na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no ano de 2008.	55
Figura 4.11	- Ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe na década de 70 do século passado (CAMPOS, 2003)	60
Figura 4.12	- Ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no ano de 2000 (CAMPOS, 2003)	61
Figura 4.13	- Aerofotografias do trecho médio do rio Beberibe na Estação Elevatória de Caixa d'água e encontro com o rio Morno. Na década de 70 percebe-se a forma de meandros no rio. Por outro lado, no ano de 1997 o rio encontra-se retificado e parcialmente revestido com intuito de controlar enchentes (FIDEM apud CAMPOS, 2003)	63
Figura 4.14	- Aerofotografias do vale médio do rio Beberibe mostrando o avanço da frente de ocupação urbana na localidade de Passarinho, e na Unidade de Conservação de Passarinho, ambas localizadas no município de Olinda (FIDEM apud CAMPOS, 2003)	64
Figura 4.15	- Áreas de investimento em obras do PAC e PROMETRÓPOLE na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe (Governo de Pernambuco – Secretaria de Planejamento e Gestão, 2008).	66
Figura 4.16	- Visualização da E. E. de Caixa d'Água, Olinda – PE.	67
Figura 4.17	- Imagem de Satélite, com localização da área de estudo, E. E. de Caixa d'água, Olinda-PE, e visualização das Reservas Ecológicas de Passarinho e Dois Unidos (Paiva, 2009)	68
Figura 4.18	- Foto dos furos de Sondagem, método de percussão, ensaio SPT (Paiva, 2009)	69
Figura 4.19	- Localização dos furos de sondagem na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009)	70
Figura 4.20	- Perfil Litológico Transversal ao rio Beberibe na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009)	71
Figura 4.21	- Perfil Litológico Paralelo ao rio Beberibe na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009)	71
Figura 4.22	- Localização dos piezômetros e dos novos piezômetros (SP7 e SP8) na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE	72
Figura 4.23	- Foto do poço de produção, na E. E. da Caixa d'água	73
Figura 4.24	- Localização do Poço de Produção na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009)	73

Figura 4.25	- Medição dos níveis piezométricos, no módulo experimental, Olinda-PE	76
Figura 4.26	- Foto das amostras da água do rio Beberibe e água do poço de produção para análise físico-química	77
Figura 4.27	- Foto do espectrofotômetro Smart Spectro-La Motte utilizado na mensuração de alguns parâmetros físico-químicos, na água do rio Beberibe e poço de produção.	78
Figura 4.28	- Foto da bureta automática graduada de 50 mL, para medição da alcalinidade total em CaCO_3 , na água do rio Beberibe e poço de produção.	79
Figura 4.29	- Foto dos frascos autoclavados para coleta de água para análise de coliformes, na água do rio Beberibe e poço de produção, no módulo experimental, Olinda-PE.	80
Figura 4.30	- Foto da capela de fluxo laminar e bico de Bunsen, utilizados nos procedimentos de análise de coliformes.	80
Figura 4.31	- Foto da máquina seladora utilizada no ensaio de coliformes.	81
Figura 4.32	- Foto da estufa para incubação do ensaio de coliformes	81
Figura 4.33	- Foto das amostras da água do rio Beberibe e água do poço de produção para análise de cianobactérias.	82
Figura 4.34	- Foto da mangueira, com válvula de retenção, utilizada no bombeamento de água nos poços de observação, no módulo experimental, Olinda –PE.	83
Figura 4.35	- Foto do bombeamento manual nos poços de observação, e aparência da água bombeada, no módulo experimental, Olinda –PE.	84
Figura 4.36	- Foto do compressor de ar utilizado para coleta de água nos poços de observação SP3 e SP8, no módulo experimental, Olinda –PE.	84
Figura 4.37	- Foto da coleta de água dos poços de observação, para análise de cianobactérias, no módulo experimental, Olinda –PE.	85
Figura 4.38	- Foto das amostras da água do rio Beberibe e poço de produção, fixadas em lugol acético, com alíquotas das mesmas nas câmaras de Utermöhl (1958), para sedimentação e posterior contagem e identificação.	86
Figura 4.39	- Foto do microscópio invertido utilizado na contagem e identificação de cianobactérias.	86
Figura 4.40	- Foto do microscópio óptico utilizado para fotografar as espécies mais abundantes do rio Beberibe, no módulo experimental de Olinda.	87

Figura 5.1	- Gráfico do monitoramento piezométrico durante março a dezembro de 2009 no módulo experimental, Olinda-PE.	88
Figura 5.2	- Monitoramento do nível piezométrico do poço de produção relacionado com a lâmina d'água do rio Beberibe e a precipitação diária, no módulo experimental, Olinda-PE.	90
Figura 5.3	- Gráfico do monitoramento dos níveis piezométricos, destacando o período anterior à operação do poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	91
Figura 5.4	- Localização do barramento no curso d'água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE.	92
Figura 5.5	- Foto do barramento do Curso d'água no rio Beberibe, no no módulo experimental, Olinda-PE.	93
Figura 5.6	- Gráfico do pH durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	94
Figura 5.7	- Gráfico de turbidez durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	95
Figura 5.8	- Gráfico de condutividade elétrica durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	96
Figura 5.9	- Gráfico de condutividade elétrica realizadas na água do rio, poço de produção e também nos poços no módulo experimental, Olinda-PE.	97
Figura 5.10	- Gráfico de alcalinidade total em CaCO_3 durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	98
Figura 5.11	- Gráfico de dureza total em CaCO_3 durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE	99
Figura 5.12	- Gráfico de amônia em NH_3 durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	100
Figura 5.13	- Gráfico de nitrito em N durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	101
Figura 5.14	- Gráfico de nitrato em N durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	102
Figura 5.15	- Gráfico de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	103
Figura 5.16	- Gráfico de DQO (Demanda Química de Oxigênio) durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	104
Figura 5.17	- Gráfico de ferro total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo	105

	experimental, Olinda-PE.	
Figura 5.18	- Gráfico de manganês total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	106
Figura 5.19	- Gráfico de zinco total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	107
Figura 5.20	- Gráfico de cobre total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	108
Figura 5.21	- Gráfico de cromo total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.	109
Figura 5.22	- Foto da espécie de cianobactéria, <i>Pseudanabaena catenata</i> , encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a 5 micrometros)	114
Figura 5.23	- Foto da espécie de cianobactéria, <i>Oscillatoria subbrevis</i> , encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a 10 micrometros)	115
Figura 5.24	- Foto da Espécie de cianobactéria, <i>Limnothrix redekei</i> , encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a 20 micrometros)	115
Figura 5.25	- Foto da espécie <i>Pinularia gibba</i> , do filo Bacillariophyta, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a de 5 micrometros)	116
Figura 5.26	- Foto da espécie <i>Gomphonema pseudoaugur</i> , do filo Bacillariophyta, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a de 10 micrometros)	116
Figura 5.27	- Foto da espécie <i>Coscinodiscus centrales</i> , do filo Bacillariophyta, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala de 5 micrometros).	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1	- Médias mensais das condições climatológicas no período de 1961 a 1990, na Estação Meteorológica do Recife (Curado).	41
Tabela 4.2	- Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem BE-11 para o ano de 2003.	54
Tabela 4.3	- Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem BE-09 para o ano de 2008.	56
Tabela 4.4	- Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem BE-09 para o ano de 2009.	57
Tabela 4.5	- Cotas da boca de cada poço de observação para o monitoramento piezométrico (Paiva, 2009).	75
Tabela 5.1	- Presença de coliformes totais e termotolerantes na água do rio Beberibe e água do poço de produção, resultados em NMP/100 mL.	110
Tabela 5.2	- Presença de coliformes totais e termotolerantes na água do rio Beberibe, para várias diluições, e água do poço de produção, resultados em NMP/100 mL.	111
Tabela 5.3	- Resultados da densidade de fitoplâncton na água do rio Beberibe, resultado em células/ mL.	113
Tabela 5.4	- Resultados dos parâmetros observados, variações nas concentrações, concentrações médias, enquadramento na legislação e eficiência de remoção dos mesmos pela Filtração em Margem.	118

1 – INTRODUÇÃO

1.1 - RELEVÂNCIA DO TEMA E JUSTIFICATIVA

Existe uma forte relação entre qualidade da água e atividades humanas. Embora as atividades variem de acordo com a população, organização econômica e social da região na área da bacia de drenagem, essas atividades geram impactos, além de deterioração da qualidade da água, assim como interferem na quantidade de água disponível.

A qualidade dos corpos d'água depende intensamente do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (von SPERLING, 2005). A ausência de um planejamento adequado e eficiente de uso e ocupação do espaço de uma bacia hidrográfica tende a acarretar conseqüências negativas tanto nos aspectos ambientais, como sociais e econômicos.

A contaminação dos recursos hídricos e dos mananciais de abastecimento público por rejeitos oriundos das atividades humanas tem sido um dos maiores fatores de risco para a saúde humana especialmente em regiões com condições inadequadas de saneamento e suprimento de água, o que é observável tanto em regiões brasileiras de alta concentração urbana como em áreas rurais (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

No estado de Pernambuco, muitos mananciais encontram-se em avançados estágios de degradação, além disso, o estado apresenta dificuldades no abastecimento público de água. Segundo um estudo realizado pela Agência Nacional de Águas (ANA) em 2006, Pernambuco é o estado com pior situação de disponibilidade hídrica per capita, e a maior parte do estado é considerada com baixa disponibilidade hídrica. No entanto, o estado também apresenta reservatórios importantes para o abastecimento de diversas comunidades, tendo uma capacidade total de armazenamento de 2.796 hm³.

Na Região Metropolitana do Recife (RMR), composta por 14 municípios, a poluição dos mananciais que abastecem a mesma é bastante significativa. O atual sistema de abastecimento público é deficitário e as populações são submetidas ao racionamento, independente dos níveis dos reservatórios de água que abastecem a região. Vale salientar, que parte da população fica constantemente submetida a um rigoroso racionamento, que se agrava nos períodos de estiagem (NASCIMENTO, 2003).

Neste cenário, o abastecimento público de água em termos de quantidade e qualidade é uma preocupação crescente, em função da escassez do recurso água e da deterioração da qualidade dos mananciais (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006). Assim, alternativas eficientes e de baixo custo que forneçam água em melhor qualidade são de grande importância para o abastecimento público. A Filtração em Margem (FM) surge com o propósito de prover água de melhor qualidade em comparação com os corpos hídricos superficiais que se encontram, muitas vezes, em estágio avançado de deteriorização.

A técnica de Filtração em Margem consiste em utilizar poços localizados próximos às margens dos rios ou reservatórios, utilizando os materiais sedimentares do fundo e das margens do manancial superficial como meio filtrante. Com a ação do bombeamento através dos poços, cria-se uma diferença de carga hidráulica entre o manancial e o lençol freático, ocorrendo uma indução da água através do meio poroso até o poço por percolação nos vazios do solo (TUFENKJI et al., 2002; SENS et al., 2006). Sendo assim, a água bombeada dos poços é uma mistura da água subterrânea, originalmente presente no aquífero, e da água superficial infiltrada, caracterizando-se assim a interação rio-aquífero ocorrente no processo de filtração em margem.

Com o emprego da filtração nas margens a água é exposta a diversos processos hidrodinâmicos, mecânicos, biológicos e físico-químicos que ocorrem pela sua passagem através dos sedimentos das margens e dos leitos dos corpos d'água superficial até o poço. Diante da ocorrência destes processos, a FM produz água em boa qualidade, quando comparada com a água extraída diretamente do corpo d'água poluído.

Benefícios imediatos são visualizados com a utilização da FM, pois se trata de uma tecnologia de tratamento de água natural, pois aproveita a ação purificadora da natureza; é uma técnica de relativo baixo custo; e, pode ser no mínimo utilizada como um pré-tratamento da água para abastecimento público. Diante disso, diminui o consumo de produtos químicos na desinfecção e na coagulação das águas, assim como, amortece os custos de operação das estações de tratamento de água (RAY et al., 2002).

A Filtração em Margem surge, neste contexto, como uma técnica alternativa para o fornecimento de água em melhor qualidade para populações, visto a situação e o grau de comprometimento em que se encontram os recursos hídricos superficiais, assim como os subterrâneos.

2 – OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

- Estudar a técnica de Filtração em Margem para o tratamento de água, no rio Beberibe, Região Metropolitana do Recife.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a eficiência e o potencial da técnica de Filtração em Margem para remoção de poluentes e microorganismos através da realização de análises físico-químicas e bacteriológicas tanto da água do rio Beberibe como do poço de produção;
- Avaliar o enquadramento da água advinda do poço de produção, submetida ao processo de filtração em margem, dentro dos padrões de potabilidade estabelecidos pela portaria 518/2004 do Ministério da Saúde;
- Analisar os níveis do lençol freático através das medições dos piezômetros dispostos ao longo da área de estudo na Estação Elevatória de Caixa d' água, Olinda-PE, tanto nos períodos chuvosos como secos, no intuito de avaliar o comportamento das variações do rebaixamento do lençol freático em razão do bombeamento do poço de produção e verificar conexão hidráulica rio - poços de observação – poço de produção;
- Verificar a eficiência da técnica de FM para remoção de cianobactérias.

3 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – HISTÓRICO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM

A necessidade crescente por água potável e o interesse por técnicas de tratamento natural da água, como Filtração em Margem, tem aumentado. A Filtração em Margem tem sido utilizada no fornecimento de água para abastecimento público por mais de um século, reconhecido como um eficiente processo natural de atenuação da poluição, assegurando sustentabilidade no fornecimento de água potável (STUYFZAND, 1989; KRUHM-PIMPL, 1993; GRISCHEK et al., 1997; VERSTRAETEN et al., 1999).

A Filtração em Margem é utilizada em várias partes do mundo principalmente na Europa, em países como Alemanha, França, Suíça, Holanda e Hungria (KIM et al., 2003), sendo aplicada por mais de 100 anos, mais notavelmente nos rios Reno, Elbe e Danúbio (RAY et al., 2002).

A primeira utilização reconhecida da técnica de Filtração em Margem com o propósito de abastecimento de água, ocorreu no Reino Unido, pela Companhia de Água “Glasgow Waterworks”, que construiu um poço coletor paralelo ao rio Clyde, em 1810 para extração de água. Outras localidades como, Nottingham, Perth, Derby, Newark, no Reino Unido também passaram a empregar a FM e, na metade do século XIX, a técnica de Filtração em Margem foi oficialmente adotada pela Europa no tratamento de água para abastecimento público (RAY et al., 2002)..

No oeste europeu, uma das primeiras instalações de Filtração em Margem foi estabelecida em ambos os lados no vale do rio Reno na região de Düsseldorf, na Alemanha, no ano de 1870. Por causa dos limitados recursos de água subterrânea, esta região do rio Reno prefere usar sistemas de Filtração em Margem para o abastecimento de uma população de 600.000 habitantes (RAY et al., 2002).

Antes da Segunda Guerra Mundial, os sistemas de FM no rio Reno produziam água de maneira segura e de qualidade satisfatória para o abastecimento público, sem tratamento adicional (desinfecção). Após a guerra, a qualidade da água do rio Reno tornou-se bastante comprometida e poucos anos depois eram evidentes problemas de odor e gosto na água dos poços, desde então surgiu à necessidade de tratamento adicional da água. Um protótipo de etapas de tratamentos avançado com ozônio, filtração biológica, adsorção de carbono ativado granular foi desenvolvido e vem sendo operado com sucesso desde o ano de 1961 (RAY et al., 2002). No entanto, em outros

lugares do mundo, com rios menos poluídos, a FM continua sendo usada como único tratamento de água.

Num levantamento estatístico realizado em 1998, o montante de água advinda de FM para abastecimento público no rio Reno, totalizou aproximadamente 250 milhões de m³/ano, sendo a maior parte deste montante extraído ao longo de uma seção de 120 km do rio Reno, entre os rios Sieg e Ruhr.

Outra grande instalação dos sistemas de FM na Alemanha é na parte superior do rio Elbo, no entorno das cidades de Dresden, Meissen e Torgau. Já no rio Danúbio, os sistemas de FM não são desenvolvidos na parte de seu fluxo que passa na Alemanha, mas começa a ser empregado no entorno da cidade de Vienna, na Áustria. A cidade de Bratislava, na República Eslováquia também emprega a FM ao longo do rio Danúbio, tendo poços operando há mais de um século (RAY et al., 2002).

Vale salientar que o interesse por sistemas de FM é crescente por três razões em particular. Em primeiro lugar, em muitas regiões, o abastecimento de águas subterrâneas sofre limitações significativas; em segundo lugar, o custo-efetividade dos processos de atenuação natural torna-se cada vez mais reconhecidos e, por fim, a FM pode fornecer uma solução para alguns problemas de qualidade da água, como, a remoção de organismos patogênicos (*Cryptosporidium*, por exemplo). Devido a estas razões, a FM pode resolver problemas comuns tanto a países desenvolvidos como a países em desenvolvimento.

Na Europa, a FM é predominantemente aplicada em rios, mas em regiões de planície, onde há lagos rasos, existem a FM também é empregada. Em Berlim, por exemplo, na Alemanha, são locados grandes instalações de sistemas de FM nos lagos Müggelsee, Tegel e Wannsee (DASH et al., 2008); e também ao norte da cidade de Dresden, no reservatório Radeburg.

Atualmente, 16% da água de abastecimento da Alemanha é proveniente da técnica de Filtração em Margem. Em Berlim, se produz aproximadamente 75% da água para abastecimento público por meio da FM e recarga artificial de água subterrânea (SCHMIDT et al., 2003). Sendo assim, dos 3,4 milhões de habitantes daquela cidade 70% são abastecidos com água provinda de FM (FRITZ et al., 2002 apud DASH et al. 2008).

Na Holanda, a FM é responsável pelo fornecimento de 7% da água para abastecimento no país, o que corresponde a 80 milhões de m³/ano, advindos de 26 poços de produção (STUYFZAND et al., 2004). O lago profundo de Lange Vlieter, por exemplo, alimentado pela água do Rio Maas, é cercado por sistemas de FM. Este

lago, a princípio foi selecionado com intuito de utilização direta, porém, foi visto que a utilização da técnica de FM, promove a remoção de microorganismos patogênicos (JUHASZ-HOLTERMAN et al., 1998 apud DASH et al., 2008), o que explica a utilização da FM nesta área.

Na França, por exemplo, a proporção da quantidade de água produzida pela FM é de aproximadamente 50% do total de produção de água potável (CASTANY, 1985 apud DOUSSAN et al., 1997). No entanto, os aquíferos são particularmente sensíveis aos poluentes, devido à sua localização, superficialidade e sua relação estreita com o curso de água (SCHWARZENBACH et al., 1983 apud DOUSSAN et al., 1997). Estes aquíferos são muitas vezes ameaçados por atividades agrícolas desenvolvidas no país, o que gera impacto sobre a qualidade das águas subterrâneas, sendo observadas altas concentrações de nitratos. A FM é empregada nos aquíferos aluvionais ao longo dos rios Deûle, Lot, Rhône e Sena (BOURG e BERTIN, 1994; DOUSSAN et al., 1997).

Na Finlândia, a técnica de FM também é utilizada. No lago Kallavesi, por exemplo, cinco poços de produção são localizados na ilha de Hietasalo e a água produzida é fornecida para a cidade de Kuopio. A FM é usada mesmo quando a água do lago tem uma elevada concentração de substâncias húmicas (DASH et al., 2008).

Apesar de a técnica de FM não ser comumente usada nos Estados Unidos, o interesse por estes sistemas de tratamento natural da água tem aumentado, em virtude de seu baixo custo e por sua eficiência no processo de atenuação da poluição, além de promover a remoção de vários patógenos da água presentes no corpo hídrico superficial.

Nos Estados Unidos a “indústria” de abastecimento de água classifica e adota o conceito regulamentar que a água advinda da técnica de FM é “água sob influência direta de águas superficiais” (groundwater under the direct influence of surface water - GWUDI), sendo essa variável definida e executada em resposta às condições locais de cada Estado, ou agente regulador (HISCOCK E GRISCHEK, 2002).

Nos Estados Unidos, poços com coletores horizontais são bastante usados no emprego dos sistemas de FM para recuperar grandes quantidades de água de uma área geográfica relativamente pequena, como por exemplo, em Lincoln, Nebraska; Louisville, Kentucky; e cidade do Kansas, Kansas (RAY et al., 2002).

Em Nebraska, por exemplo, no rio Platte entre os anos de 2002 até 2005 foram feitos alguns estudos relacionados à qualidade da água, concentração de micróbios, assim como a ocorrência de componentes farmacêuticos e não farmacêuticos em

amostras coletadas durante a Filtração em Margem (VOGEL et al., 2005a; VOGEL et al., 2005b).

Em Ohio, também nos E.U.A., na cidade de Cincinnati, a técnica de FM também é utilizada no grande rio Miami, com 10 poços de produção que produzem água para os residentes da cidade. Além disso, foi feito um estudo de campo avaliando a FM no sudoeste de Ohio. Parâmetros como nível da água, condutância específica, temperatura da água foram medidos pelo menos a cada hora, em um posto fluviométrico de vazões e nos poços de monitoramento e poços de produção nas proximidades (SHEETS et al., 2002).

Estudos realizados no Texas, E.U.A., utilizaram técnicas de aplicação de partículas de monitoramento ou rastreamento para avaliar o transporte de água do rio através de um aquífero aluvial em um teste de FM em El Paso. A partícula de rastreamento foi utilizada na pesquisa para melhor definir os parâmetros de filtração. Várias simulações foram geradas para permitir a visualização dos efeitos do bombeamento: os caminhos de fluxo; tempo de viagem; o tamanho da zona de influência de bombeamento; além, da mistura de água, parte derivada do rio e das águas subterrâneas, advindo do bombeamento no poço (ABDEL-FATTAH et al., 2007).

No continente asiático, os países mais densamente povoados mundialmente, como China e Índia, possuem os mananciais superficiais como principal fonte de abastecimento de água potável para grandes cidades, onde em sua maioria se encontram localizadas ao longo dos rios, que fornecem água potável a centenas de milhões de pessoas. Destaca-se que estes mananciais superficiais encontram-se bastante comprometidos, e cidades na Índia começaram a usar a FM como forma alternativa para abastecimento de água. Por exemplo, a cidade de Hardwar, no estado de Uttaranchal, utiliza poços para extrair água para abastecimento, assim como a cidade de Gurgaon, no estado de Haryana. Outras cidades indianas como Ahmedabade e Kota, também têm utilizado FM, porém em uma escala limitada. A estrada de ferro indiana tem sido uma usuária da FM durante várias décadas para fornecer água potável para vagões e estações em Medinapore área de West Bengala (RAY, 2008).

No norte da Índia, a FM tem sido utilizada por mais de 15 anos no lago Nainital, localizado na região de Kumaun, no estado de Uttarakhand, para produção de água para abastecimento público. Porém o mesmo encontra-se com a qualidade da água

bastante deteriorada, em vista de descargas de efluentes domésticos (DASH et al. 2008).

Na China, estão avaliando a efetividade da técnica de filtração em margem para remoção de nitrogênio, no rio Kuihe. Este rio reúne a maioria dos efluentes industriais e esgotos domésticos na cidade Xuzhou (WU et al., 2006).

Ao contrário de Índia e China, os rios na Coreia e Japão são curtos e têm declives acentuados, além disso, muitas vezes as camadas dos aquíferos aluviais são finas. No entanto, esforços estão sendo feitos na Coreia para usar FM para abastecimento de água, bem como para melhorar a qualidade da água no meio urbano (RAY, 2008).

Na República da Coreia, a utilização da técnica de FM teve seu início em meados do ano de 2000, como fonte adicional para o fornecimento de água, em preferência a forma usual de captação, ou seja, o manancial de superfície. Na República da Coreia a água de superfície sempre foi usada como uma fonte de água potável, no entanto, com a qualidade da água de superfície diminuindo, a atenção foi mudada para FM, como fonte de água de maior qualidade.

Na década de 1990, o governo coreano realizou um levantamento de viabilidade para filtração de margem nas bacias dos rios Han, Nakdong, Geum, Yeongsan e Seomjin. Esta pesquisa revelou diversos locais à jusante da bacia do rio Nakdong como tendo potencial relativamente bom para o emprego da FM. No início de 2000, foi construído nas áreas de Daesan-Myeon e Book-Myeon, na cidade de Changwon, o primeiro sistema de FM (LEE et al., 2009).

No Egito devido a problemas econômicos e na qualidade do sistema de abastecimento público de água, a captação de água tanto superficial como subterrânea no vale do rio Nilo encontra-se bastante comprometida. Diante disso, a FM tem sido utilizada na obtenção de água, na cidade de Sidfa, que possui em torno de 30.000 habitantes. Neste local, o sistema de FM consiste de 6 poços verticais, com profundidade de 60 metros cada, com distância entre eles de 30 metros, sendo o volume médio de produção deste sistema de aproximadamente 6000 m³/dia. O bombeamento destes poços verticais que fornecem água para o sistema de distribuição é direcionado a população sem qualquer desinfecção ou tratamentos adicionais (SHAMRUKH e ABDEL-WAHAB, 2008).

No Brasil, não se tem registro de abordagem técnico-científica da Filtração em Margem para abastecimento público, porém tem havido o emprego da técnica em alguns locais de forma empírica.

Em termos de pesquisa, a FM vem sendo estudada pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) na Lagoa do Perí, na cidade de Florianópolis. Pesquisas realizadas avaliaram a FM como pré-tratamento na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, onde ambos tiveram 100% de remoção na utilização de FM (SENS et al., 2006). A Universidade Federal de Pernambuco também começou a estudar a FM, nas margens do rio Beberibe, na divisa entre as cidades de Olinda e Recife, como forma de avaliar a adequação da técnica as condições locais, e a qualidade da água advinda do poço de produção submetido a FM com fins de produção de água potável (PAIVA, 2009).

Diante do exposto, percebe-se o grande potencial da técnica de Filtração em Margem, e muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas neste âmbito para aprimoramento da técnica na produção de água de melhor qualidade a um baixo custo. Além disso, esforços tem sido feitos para o entendimento de quais processos atuam no tratamento natural da água, aproveitando as margens dos corpos hídricos superficiais, para fornecimento de água para as populações.

3.2 – FILTRAÇÃO EM MARGEM

A Filtração em Margem pode ser desenvolvida tanto em rio, caracterizando a Filtração em Margem de Rio (FMR), como em lagos, reservatórios, compreendendo a Filtração em Margem de Lago (FML). Ambas as formas são utilizadas com o mesmo propósito de captação de água com melhor qualidade do que a do manancial superficial, seja rio ou lago, para o abastecimento público.

A Filtração em Margem ocorre por condições naturais quando o nível do lençol freático for inferior ao nível d' água do corpo hídrico superficial, ou de forma induzida pela locação de poços de bombeamento paralelos ao manancial, fazendo com que haja uma diferença de carga hidráulica entre o manancial e o lençol freático, ocorrendo uma indução da água através do meio poroso até o poço por percolação nos vazios do solo (Figura 3.1). Sendo assim, a água produzida pela FM é uma mistura da água infiltrada do manancial superficial e da água subterrânea presente no aquífero (TUFENKJI et al., 2002; SENS et al, 2006).

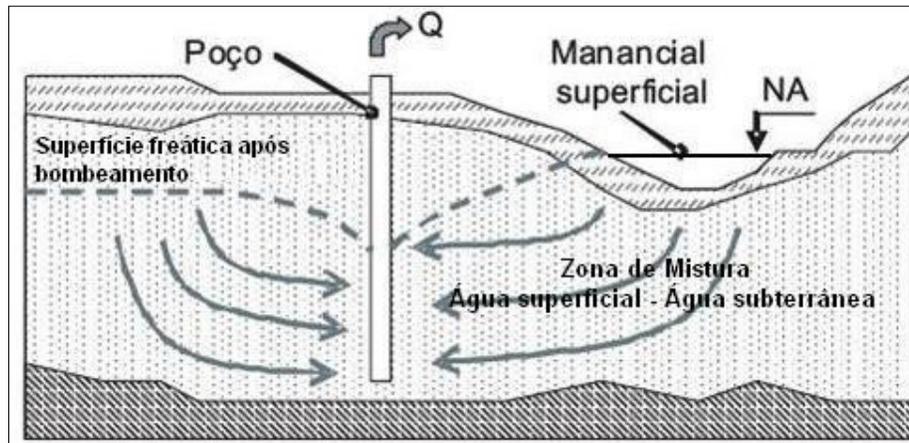


Figura 3.1 – Esquema simplificado da técnica de Filtração em Margem.

Comparando-se a água extraída diretamente do corpo d'água, muitas vezes poluído, com a água advinda dos poços de produção submetidos a FM, constata-se que a mesma produz água em melhor qualidade. No mínimo a FM é considerada como um pré-tratamento na produção de água potável para abastecimento público (RAY et al., 2002).

É importante considerar que a água advinda dos poços submetido a FM pode apresentar relativa qualidade dependendo do nível de poluição a que o corpo d'água superficial foi exposto (KIM et al., 2003b); e ainda deve-se levar em conta a existência e o grau de contaminação da água subterrânea.

Neste contexto, dependendo da qualidade da água dos poços de produção submetidos ao tratamento natural promovido pela FM, a mesma pode ser direcionada para o sistema de distribuição de água para abastecimento público, como vem acontecendo em várias partes do mundo (RAY et al. 2002).

Enquanto a qualidade da água advinda da FM está atrelada a qualidade da água do corpo d'água superficial e da eficiência dos processos de purificação da água ocorrentes durante a FM, a qualidade da água subterrânea sofre forte influência do uso da terra na área, considerando as atividades agrícolas e urbanas (KUEHN e MUELLER, 2000; RAY et al., 2002; ECKERT e IRMSCHER, 2006).

É importante destacar que os aquíferos são muito menos vulneráveis à poluição do que as águas superficiais. No entanto, uma vez o aquífero contaminado, a recuperação, dependendo do tipo de contaminante, pode levar anos e até mesmo torna-se inviável do ponto de vista econômico, ambiental e sanitário. Sendo assim, é

importante considerar a qualidade tanto dos recursos hídricos superficiais como também subterrâneos na utilização da FM.

Vale salientar, que a técnica de Filtração em Margem não pode ser aplicada em qualquer região, pois são necessárias que o ambiente forneça características hidrogeológicas específicas. Para tanto, é necessário o conhecimento de alguns parâmetros que podem influenciar no desempenho da técnica. Devem ser analisados fatores como sazonalidade do fluxo do rio, estabilidade do canal do rio, velocidade do fluxo, características das margens e leito do rio, disponibilidade da água do rio que será induzida durante as estações seca e chuvosa, assim como o nível de qualidade da água do rio, como mencionado anteriormente (HUNT et al., 2002).

A maioria dos sistemas de Filtração em Margem é construída em áreas de aluviões localizadas geralmente ao longo das margens do rio, que consistem de uma variedade de depósitos, principalmente constituídos de areia e pedregulhos. Mas também podem conter camadas de siltes e argila na sua estratigrafia. Os aluviões são complexos sistemas hidrológicos que exibem heterogeneidades físicas e geoquímicas, reunindo assim características hidrogeológicas favoráveis a um bom desempenho da FM. Neste contexto de aluvião, água subterrânea e rio, quando conectados hidráulicamente, atuam como único recurso (WINTER et al. 1999), sendo a água advinda da FM uma mistura destes três componentes, caracterizando a interação rio-aquífero.

Outro ponto a considerar é qual tipo de poço utilizar em cada região e a adequação do mesmo aos princípios da FM, assim como o custo. Historicamente, três tipos de poços têm sido usados para a FM desde que a tecnologia foi estabelecida: poços com coletores horizontais, poços verticais ou tubulares, e poços escavados ou cacimbão.

Os poços com coletores horizontais são muito utilizados nos Estados Unidos (RAY et al., 2002) na utilização da FM. Estes poços consistem de uma tubulação central com drenos laterais cravados horizontalmente, assim, possuem uma área maior de captação de água. Os poços com coletores horizontais, também chamados de “poços coletores”, podem desenvolver uma capacidade equivalente a múltiplos poços tubulares. Adicionalmente, devem ser considerados para facilitar esta comparação, os custos de implantação e, em longo prazo, de operação e manutenção.

3.3 – PROCESSOS OCORRENTES DURANTE A FILTRAÇÃO EM MARGEM

Durante a passagem da água do corpo hídrico superficial através dos sedimentos das margens e dos leitos dos corpos d'água até o poço, contaminantes potenciais, microorganismos patogênicos presentes na água do manancial superficial são filtrados e atenuados, devido a processos físico-químicos, hidrodinâmicos, mecânicos e biológicos ocorrentes.

Com o emprego da FM a água é exposta a diversos processos naturais (Figura 3.2) que ocorrem durante sua percolação, entre eles destacam-se: os hidrodinâmicos, que incluem a adsorção, advecção, dispersão, diluição e difusão; os mecânicos, caracterizados pela filtração e colmatção; os biológicos que compreendem a degradação de matéria orgânica pelo metabolismo dos microorganismos presentes no solo, além de mineralização de substratos secundários; e os físico-químicos representados por sorção, precipitação, complexação, floculação, coagulação, reações redox e trocas iônicas (DONALD e GRYGASKI, 2002; TUFENKJI et al., 2002; SENS et al., 2006).

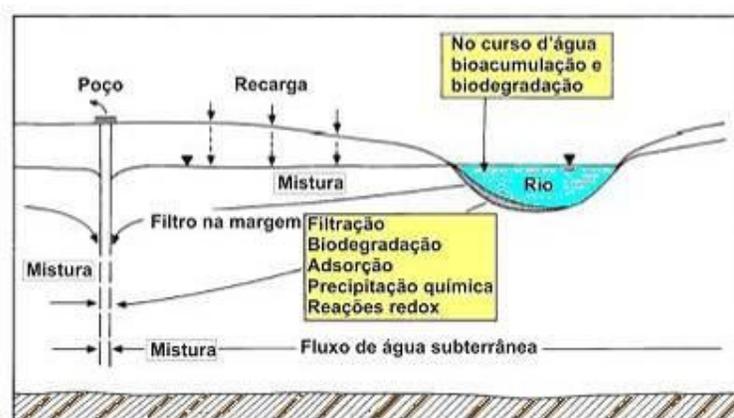


Figura 3.2 – Diagrama esquemático dos processos que afetam a qualidade da água durante o processo de Filtração em Margem (Adaptado de HISCOCK e GRISCHEK, 2002)

Vários processos naturais agrupados como, por exemplo, a atividade biológica, filtração de partículas e reações redox, sob a designação de FM, são capazes de melhorar a qualidade da água de infiltração através da remoção de muitos compostos indesejáveis (KEDZIOREK et al., 2008).

Como mencionado anteriormente, a FM atua como um processo natural de atenuação da poluição, promovendo a eliminação de, sólidos suspensos, partículas,

compostos biodegradáveis, bactérias, vírus, e parasitas, eliminação de parte de compostos adsorvíveis, assim como, proporciona um equilíbrio nas mudanças de temperatura e constituintes dissolvidos (HISCOCK e GRISCHEK, 2002). Outras pesquisas relatam a efetividade da FM na redução de carbono orgânico total e dissolvido, precursores dos subprodutos da desinfecção (DPBs), turbidez, pesticidas e outros contaminantes orgânicos (RAY, 2004; WEISS et al., 2003a; RAY et al., 2002; VERSTRAETEN et al., 2002; KUEHN e MUELLER, 2000).

O processo de remoção é mais eficiente quando a velocidade da água subterrânea é baixa e quando o aquífero é composto por material granular com espaços abertos para o fluxo d' água passar ao redor destes, tornando o fluxo da água tortuoso (SCHIVEN et al., 2002). A qualidade da água advinda da FM além de ser influenciada pelo material sedimentar do leito e do aquífero (interface água superficial e subterrânea), também é afetado pela velocidade de infiltração, tempo de residência no aquífero (LITERATHY e LÁSZLÓ, 1996), distância dos poços ao corpo d'água, taxa de bombeamento, diluição com as águas subterrâneas, além de alterações na temperatura da água do manancial de superfície (RAY et al., 2002).

A filtração mecânica conduz à remoção do material em suspensão, incluindo substâncias orgânicas hidrofóbicas adsorvidas, ou sólidos suspensos (SENS et al., 2006). Durante o transporte pelo subsolo, o conteúdo filtrado fica em contato com o material sólido do aquífero, podendo dar início à adsorção dos compostos orgânicos.

O grau de adsorção varia dependendo da natureza dos compostos e o tipo de material sólido presente. Em geral, escoamentos de água longos, entre o manancial superficial e os poços de captação aumentam a adsorção. Além disso, o processo de mistura (diluição) entre a água subterrânea e o infiltrado (água superficial) pode causar uma diminuição nas concentrações de poluentes e uma redução de picos dessas concentrações, dependendo da qualidade da água subterrânea (SENS et al., 2006).

O tempo de retenção ou tempo de residência no aquífero é outro fator importante que controla a eficiência de remoção de contaminantes na FM (KUEHN e MUELLER, 2000; SONTHEIMER, 1980 apud TUFENKJI et al., 2002). Estudos feitos no rio Reno demonstraram, em relação a FM, a influência do tempo de retenção na média anual das concentrações de carbono orgânico dissolvido na água daquele rio. Os dados demonstraram claramente o efeito favorável do maior tempo de retenção na qualidade da água. No entanto, a influência da diluição com as águas subterrâneas também deve ser considerada (SONTHEIMER, 1980 apud TUFENKJI et al., 2002).

Mudanças na temperatura da água podem afetar, por exemplo, a taxa de infiltração, o que afeta a interação rio-aquífero e, conseqüentemente, compromete a eficiência da FM. Com o aumento da temperatura da água, a sua viscosidade diminui, aumentando a condutividade hidráulica na área. Este fato altera as condições naturais e principalmente a interação água superficial e água subterrânea, pois diminui o tempo de retenção da água, que deve ser conduzida por períodos mais longos, para que o tratamento natural seja mais eficiente.

Em relação às variações de temperatura das águas superficiais e das águas subterrâneas, nota-se que as águas superficiais sofrem muito mais alterações de temperatura que as águas subterrâneas, onde a temperatura permanece relativamente constante. Adicionalmente, há casos em que a temperatura da água do poço de produção sofre variações, isto se deve, possivelmente, ao bombeamento, a posição do ponto de monitoramento, distância do rio para o poço, construção do próprio poço ou outros fatores hidrogeológicos locais.

Mudanças sazonais e temporais na qualidade da água dos sistemas de FM tem sido estudadas por von GUNTEN et al. (1991) e BOURG e BERTIN (1994). Estes autores acreditam que a temperatura é um dos principais fatores que afetam a mudança de qualidade da água de FM, pois controla a atividade microbiana. As águas subterrâneas, por exemplo, são particularmente vulneráveis à contaminação por compostos orgânicos, especialmente se transformações biológicas tornam-se lentas devido a uma diminuição da temperatura e conseqüente diminuição da atividade enzimática (GRASS et al., 2000 apud TUFENKJI et al., 2002).

No começo do caminho percorrido pelo fluxo da água infiltrada do corpo d'água superficial, durante o processo de FM, as condições aeróbias são frequentemente encontradas e uma atividade microbiana relativamente alta pode conduzir a mineralização ou a transformação de substâncias orgânicas. Ou seja, na Filtração em Margem durante a infiltração da água do rio, que normalmente contém O₂ dissolvido, pelo solo até o poço, envolve condições aeróbias durante os primeiros poucos centímetros ou a dezenas de metros da margem do rio. Porém ao longo do caminho do fluxo, condições anaeróbias podem aparecer quando o oxigênio é totalmente consumido (GRAILLAT e IUNDT 1986; BOURG et al., 2002 apud KEDZIOREK et al., 2008).

A atividade microbiana pode diminuir a permeabilidade da interface águas superficiais com as águas subterrâneas, o que afeta a taxa de infiltração, como resultado da formação do biofilme (BATTIN et al., 1999 apud TUFENKJI et al., 2002). Este processo também é chamado de colmatação. Evidências mostram que a

acumulação de biofilme esta atrelada ao acúmulo de substâncias extracelulares poliméricas, bem como bactérias e seus produtos gasosos de degradação, que podem reduzir a condutividade hidráulica das camadas de sedimentos (BATTIN et al., 1999; BAVEYE et al., 1998 apud TUFENKJI et al., 2002).

As reações redox observadas durante FM são definitivamente o resultado da atividade microbológica (BGW, 1996; LOVLEY, 1991; COSOVIC et al., 1996 apud KEDZIOREK et al., 2008). Os microorganismos, por exemplo, bactérias, transformam/obtem a energia necessária para os processos metabólicos e construção celular a partir destas reações.

Estas reações envolvem um composto de carbono orgânico, que funciona como um doador de elétrons, em que CH_2O representa a matéria orgânica; e um aceptor de elétrons (WINTER et al., 1999; SOPHOCLEOUS, 2002; DOUSSAN et al., 1997; BOURG e BERTIN, 1993; WETT et al., 2002). Os aceptores de elétrons disponíveis nos aquíferos aluvionais, por decréscimo do potencial redox padrão, são representados por O_2 dissolvido, NO_3 , óxidos de manganês, oxihidróxidos de ferro e sulfato (CHAMP et al., 1979; BERNER, 1981; GROFFKMAN e CROSEY, 1999 apud KEDZIOREK et al., 2008).

Na maioria dos casos, O_2 dissolvido e NO_3 são os aceptores de elétrons utilizados pelas bactérias. Se há uma abundante fonte de carbono orgânico e insuficiente de oxigênio e de nitrato, outros aceptores de elétrons são utilizados, levando a ocorrência de problemas de qualidade da água, tais como dissolução de manganês e/ou ferro (BOURG e BERTIN, 1993; GRAILLAT e IUNDT 1986; LOVLEY e PHILLIPS, 1988 apud KEDZIOREK et al., 2008).

Estes efeitos indesejáveis podem ser encontrados em três circunstâncias, em rios que transportam uma carga elevada de carbono orgânico; em rios cujo curso é represado, o que aumenta a deposição nos sedimentos de matéria orgânica e diminui a carga de oxigênio dissolvido; e poços localizados em um contexto hidrogeológico com um solo impermeável ou semipermeável (GRAILLAT e IUNDT, 1986; BOURG et al., 2002 apud KEDZIOREK et al., 2008; KIM e CORAPCIOGLU, 2002).

Definitivamente, os processos ocorrentes durante a Filtração na Margem compreendem uma gama de reações, de diversas naturezas físicas, químicas e biológicas que afetam a qualidade da água advinda desses sistemas.

3.3.1- REMOÇÃO DE CONTAMINANTES QUÍMICOS

Os contaminantes químicos dividem-se em cinco grandes grupos, matéria orgânica natural, orgânicos sintéticos, inorgânicos, constituintes farmacêuticos e outros químicos.

3.3.1.1. Remoção de Matéria Orgânica

Na filtração de margem, compostos orgânicos são os principais poluentes de impacto sobre a qualidade da água captada por FM, sendo a remoção desses contaminantes uma tarefa importante para a produção de água de boa qualidade (KIM e CORAPCIOGLU, 2002).

Na FM, a maior parte da remoção de Matéria Orgânica Natural (MON) ocorre no entorno da interface rio-aquífero por processos físicos e bioquímicos. A fração biodegradável de MON pode ser degradada por bactéria, enquanto a fração refratária é removida por adsorção (MARMONIER et al., 1995).

MON é uma complexa mistura dissolvida e particulada de substâncias húmicas (húmus e ácidos fúlvicos) e não húmicas (aminoácidos e carboidratos), abundantes nos ambientes aquáticos (TUFENKJI et al., 2002; FRIMEL, 1998).

Um ponto a se considerar é que a MON pode aumentar a mobilidade de contaminantes tóxicos através dos aquíferos (KIM et al., 2003). ENFIELD et al., (1989) demonstraram que compostos orgânicos hidrofóbicos podem passar através do solo rapidamente quando particionados dentro da MON. Além disso, estes compostos orgânicos hidrofóbicos possuem forte afinidade com MON e movem-se mais rápido na presença da mesma (MAGEE et al., 1991).

Os compostos orgânicos descartados pelas indústrias são os maiores causadores da poluição das águas dos rios e conseqüentemente acarreta em impacto na qualidade da água submetida a FM (SONTHEIMER, 1980; PIET e ZOETEMAN, 1980 apud KIM et al., 2003). Na utilização da FM, o destino e transporte de contaminantes orgânicos são principalmente afetados pela degradação microbial (KIM et al., 2003).

A utilização da técnica de FM na remoção de MON deve-se principalmente à mesma contribuir para criação de odor e deterioração do gosto da água potável, assim

como pode facilitar o transporte de contaminantes tóxicos na água subterrânea, e por ser o principal precursor de subprodutos da desinfecção ou oxidação – DBPs (TUFENKJI et al., 2002).

Cada vez mais, sistemas de FM são aplicados por empresas de abastecimento que se esforçam para atender normas rigorosas na produção de água potável, especialmente no que diz respeito à prestação de serviços que funcionam como múltiplas barreiras de proteção contra os micróbios patogênicos, e no que diz respeito a uma maior regulamentação para os subprodutos da desinfecção (DBPs), tais como trihalometanos (TAMs) e ácidos haloacéticos (HAAs) (WEISS et al., 2003b).

No contexto acima, foi conduzida no meio-oeste dos Estados Unidos uma pesquisa nas nascentes dos rios, Ohio, Wabash e Missouri para documentar os benefícios proporcionados pela FM, no que diz respeito aos DBPs, matéria orgânica e microorganismos patogênicos. Amostras de água dos rios e dos poços de produção submetidos a FM foram coletadas e analisadas em relação ao, COT (carbono orgânico total), COD (carbono orgânico dissolvido), absorvância de UV (UV-254), carbono orgânico dissolvido biodegradável (CODB), carbono orgânico assimilável biologicamente (COAB), DPBs e microorganismos (WEISS et al., 2003b).

No segundo ano de projeto, as águas dos rios foram submetidas ao tratamento convencional que consiste de coagulação, floculação, sedimentação, filtração por fibra de vidro, e ozonação. Assim, foram comparadas amostras de água submetida aos dois tratamentos, referentes à COT, COD, UV e DBPs (WEISS et al., 2003b).

Os resultados demonstraram a eficácia da FM na remoção dos DBPs, potencialmente cancerígenos. Quando comparado ao tratamento convencional para a remoção de turbidez, a FM mostrou-se eficaz e significativamente melhor do que o tratamento convencional em um local de amostragem, assim como, em termos de remoção de carbono orgânico obteve melhores índices de remoção em dois locais. Em relação à remoção de COT e COD, para a FM nos três locais de amostragem, a taxa de remoção, em geral, variou de 30 a 70% em comparação a 20 a 50% ao tratamento convencional adotado.

Na Finlândia, no lago Kallavesi, a concentração média de COT na água do lago foi de 12,1 mg/L. A redução média do índice foi de cerca de 20 e 64% para os poços localizados em curtas e longas distâncias, respectivamente, submetidos à Filtração em Margem (MIETTINEN et al., 1994). Para os lagos Vihnusjärvi e Vesijärvi, com concentrações médias de 10 mg/L e 4,8 mg/L de COT, respectivamente, em água do

lago, a redução do teor de COT foi de 55 e 29% (KIVIMÄKI et al., 1998 apud DASH et al., 2008).

Destaca-se que a atenuação de colóides e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) tem sido estudada intensamente no local de teste em Hengsen, perto de Dortmund na bacia do rio Ruhr, na Alemanha, onde a FM é aplicada perto de um pequeno reservatório (SCHULTE-EBBERT e HOFMANN, 2000 apud DASH et al. 2008).

3.3.1.2. Remoção de Resíduos Farmacêuticos

Recentemente, vários novos tipos de contaminantes orgânicos, tais como, resíduos farmacêuticos, estão sendo encontrados no ambiente aquático (VERSTRAENTEN et al., 2002). A ocorrência e destino dos compostos farmacêuticamente ativos (PhACs) no ambiente aquático tem sido reconhecida como uma das questões emergentes na química ambiental. Em algumas investigações realizadas na Áustria, Brasil, Canadá, Croácia, Inglaterra, Alemanha, Grécia, Itália, Espanha, Suíça, Holanda, e os E.U., mais de 80 compostos, farmacêuticos e metabólitos de drogas diversas, foram detectados no ambiente aquático (HEBERER, 2002).

Produtos farmacêuticos são utilizados em grande escala na saúde humana e animal, mas muitos dos produtos farmacêuticos utilizados sob cuidados médicos humanos não são completamente eliminados no corpo humano. Muitas vezes, estes compostos são excretados apenas ligeiramente transformados, ou mesmo inalterados, onde a maior parte está conjugada com moléculas polares (por exemplo, como glucoronides). Estes conjugados podem facilmente ser clivados durante o tratamento de esgoto e o original PhACs, então, será liberado para o ambiente aquático principalmente por efluentes provenientes de estações municipais de tratamento de esgoto (ETEs). Várias investigações mostraram que substâncias de origem farmacêutica, muitas vezes, não são eliminados durante o tratamento de águas residuais e também não são biodegradados no ambiente (HEBERER, 2002).

Alguns fármacos tem sido detectados em água subterrânea, assim como, em amostras de água para abastecimento, especialmente quando água de recarga induzida é utilizada na produção de água para consumo humano (VERSTRAENTEN et al., 2002). Em 2001, dois projetos foram iniciados em locais que utilizam sistemas de FM, Berlim, Alemanha, e Nebraska, E.U.A., para investigar a atenuação natural de

resíduos farmacêuticos e de vários outros contaminantes ambientais relevantes sistematicamente em condições naturais. Os resultados preliminares destes estudos na Alemanha e nos Estados Unidos revelaram que vários compostos orgânicos polares, especialmente vários farmacologicamente compostos ativos (PhACs), são relevantes na produção de água potável. Na Alemanha, vários compostos, tais como, bezafibrato, diclofenaco ou MCPP, parecem ser removidos de forma eficaz durante a Filtração em Margem, porém outros componentes não foram removidos como, carbamazepina, primidona, propifenazona, bentazona, DDA, TCIPP e TCEP (HEBERER et al. 2001).

Intensivos estudos foram feitos para caracterizar o comportamento dos PhACs durante a FM. HEBERER et al., (2004) conduziram um projeto interdisciplinar denominado NASRI (Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration), cujo objetivo principal deste projeto foi investigar microorganismos e traços de substâncias orgânicas que são frequentemente detectados na água de superfície local. Em cooperação com outros parceiros, este projeto forneceu resultados quantitativos na tentativa de entender a remoção dos PhACs e outros compostos polares pelos sistemas de FM.

3.3.2 - REMOÇÃO DE CONTAMINANTES BIOLÓGICOS

3.3.2.1 - Remoção de *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*

Outra questão importante da utilização da FM é na remoção de microorganismos patogênicos, oriundos principalmente de descargas de esgoto doméstico e de escoamentos advindos do solo agrícola, que representam potenciais riscos a saúde humana.

Entre os contaminantes biológicos estão incluídos os protozoários, bactérias e vírus. Entretanto, os microorganismos que despertam uma maior preocupação são os protozoários patogênicos, *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, que são conhecidos por serem extremamente resistentes aos meios convencionais de desinfecção utilizados pelas Estações de Tratamento de Água (SOLO-GABRIELE e NEUMEISTER, 1996; LECHEVALLIER et al., 1991).

Nos Estados Unidos, de acordo com os termos do projeto proposto “Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule”, estabelecido pela Environmental Protection Agency (EPA), é dada uma concessão adicional de crédito para sistemas

de tratamento que utilizam FM que promovam a remoção de *Cryptosporidium* (US Environmental Protection Agency, 2001).

Estudos feitos num monitoramento preliminar, em relação à remoção de microorganismos, a FM demonstrou-se como uma barreira significativa, incluindo os patogênicos ao homem (WEISS et al., 2003b).

WEISS et al. (2005) demonstraram a eficiência de sistemas FM na remoção de *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, onde reduções significativas destes microorganismos foram relatadas. Este estudo teve o propósito de documentar reduções nas concentrações microorganismos patogênicos em três sistemas de FM nos rios Ohio, Wabash e Missouri em escala real. Amostras da água do rio foram analisadas mensalmente e amostras de água dos poços de produção com menos frequência. *Cryptosporidium* e *Giardia* foram detectados ocasionalmente nas águas do rio, mas em nenhuma das amostras de água dos poços de produção. Destaca-se que as reduções nas concentrações médias de *Cryptosporidium* e *Giardia* não puderam ser determinadas com precisão devido à baixa concentração detectável dos mesmos nas águas, e da variações que ocorrem nas águas dos rios.

A eficácia da Filtração em Margem para eliminar microorganismos, incluindo *E. coli*, esporos de *Clostridium* e fagos, foi comprovado através de investigações de campo realizadas por MEDEMA e STUYFZAND (2002).

3.3.2.2 – Remoção de Cianobactérias

Até pouco tempo atrás, os maiores problemas causados por florações de cianobactérias estavam relacionadas à carga de matéria orgânica e alterações nas qualidades organolépticas das águas. No entanto, hoje a principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações desses organismos em mananciais de abastecimento de água é a capacidade dos mesmos produzirem e liberarem para o meio líquido metabólitos secundários tóxicos, as cianotoxinas (SANT'ANNA et al., 2006; MS/FUNASA, 2003).

As cianotoxinas podem afetar adversamente a qualidade da água e a saúde das populações, tanto pela ingestão de água, como por contato em atividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. Entretanto, a principal via de intoxicação por essas toxinas é pelo consumo oral da água sem um tratamento adequado para remoção das mesmas (SANT'ANNA et al., 2006; MS/FUNASA, 2003).

Prevenir florações, assim como promover estratégias para controle das florações, além de desenvolver tecnologias eficientes na remoção tanto de cianobactérias, como de cianotoxinas é um grande desafio. Visto que, esses organismos possuem adaptações que permitem que eles sejam encontrados nos mais variados tipos de ecossistemas. Além disso, o uso inapropriado dos recursos hídricos ou mesmo a necessidade de estocar água, como o represamento dos rios, cria condições muito favoráveis ao estabelecimento destes organismos. Condições ambientais propícias, observadas em muitos reservatórios brasileiros, com altas concentrações de nutrientes, turbulência reduzida, elevadas temperaturas, favorecem a ocorrências de florações de algas, muitas vezes, dominadas pelas cianobactérias (SANT'ANNA et al., 2006).

Diante disso, as florações de cianobactérias tem sido o foco de atenção constante de órgãos ambientais, de instituições de pesquisas, companhias de saneamento e secretarias de saúde.

3.3.2.2.1 – Definição, Hábitat, Toxinas e Ocorrência de Florações

As cianobactérias são microorganismos procariontes, ou seja, sua organização intracelular não apresenta organelas envoltas por membranas intracelulares e o material genético não se encontra em núcleo definido; são gram-negativos, contêm clorofila-a, e pigmentos acessórios, e podem ser unicelulares, coloniais ou filamentosas. Além disso, são aeróbicos fotoautotróficos, sendo a fotossíntese o seu principal modo de obtenção de energia para o seu metabolismo (AZEVEDO, 1998).

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos no período pré-cambriano, sendo provavelmente os primeiros produtores primários a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva. Indícios indicam que as cianobactérias oxigênicas tiveram um papel fundamental no desenvolvimento da vida na Terra, que inicialmente possuía pouco oxigênio livre para dar suporte à vida dos mais variados organismos (WHITTON e POTTS, 2000).

As cianobactérias ocorrem nos mais variados tipos de ambientes, podendo ser terrestres e aquáticas (água doce, salobra ou marinha) além de ambientes extremos, como fontes termais, neve e deserto (SANT'ANNA et al., 2006).

Ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias, além de temperaturas entre 15° e 35°C (MS/FUNASA, 2003), porém

possuem taxa de crescimento máximo em temperaturas superiores a 25°C, o que justifica a ocorrência da maioria das florações no verão, principalmente em regiões temperadas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

O crescimento máximo das cianobactérias ocorrem em habitats com pH variando de 7,5 a 10 (GIRALDEZ-RUIZ et al., 1999 apud FERNANDES et al., 2009), sendo inibido em valores de pH abaixo de 5 (BROCK, 1973 apud FERNANDES et al., 2009).

A preferência das cianobactérias por ambientes neutroalcalinos é decorrente de sua aptidão em utilizar bicarbonato como forma de assimilação de carbono inorgânico e de sua limitada habilidade em regular e manter o pH interno neutro em ecossistemas ácidos (GIRALDEZ-RUIZ et al., 1999 apud FERNANDES et al., 2009). No entanto, assim como outros autótrofos, devido ao fato de assimilarem gás carbônico livre na água para o processo fotossintético, reduzem naturalmente a formação de ácido carbônico, mantendo elevado o pH do meio (ESTEVEZ, 1998 apud FERNANDES et al., 2009).

A grande maioria das cerca de 24000 espécies de cianobactérias é de água doce, onde podem viver no plâncton, ou seja, em suspensão com movimentos lentos, não tendo movimentos ativos contra correntes; e/ou no perifiton, associados ou aderidos e/ou formando uma superfície de cobertura sobre pedras e outros objetos submersos. Vale salientar, que grande parte das cianobactérias não é cosmopolita, sendo muitas vezes específicas para determinados tipos de ambientes (SANT'ANNA et al., 2006).

A ocorrência de determinados gêneros e espécies de cianobactérias em todo o mundo é aparentemente influenciado por diferenças regionais como, condições climáticas e composição química da água. No verão em águas eutrofizadas e hipereutrofizadas, cianobactérias, muitas vezes, dominam o fitoplâncton. Com a aproximação do inverno, que aumenta a turbidez e diminui a intensidade luminosa, na maioria dos corpos de água, geralmente ocorre substituição daquelas por outros microorganismos que compõem o fitoplâncton (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Existem diferenças importantes no crescimento de algas e cianobactérias entre as regiões tropicais e temperadas. Nos trópicos, as diferenças sazonais, freqüentemente, não são grandes o suficiente para induzir a substituição de cianobactérias por outras espécies de fitoplâncton (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Esta capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias, que apresentam metabolismo versátil e

adaptações estruturais e enzimáticas específicas que lhes conferem grande plasticidade adaptativa (SANT'ANNA et al. 2006).

A ocorrência e dominância nos ambientes aquáticos das cianobactérias é atrelada a propriedades específicas deste grupo, que possui mecanismos para tolerar a incidência de raios ultravioletas, concentrações elevadas de metais pesados, baixas concentrações de oxigênio, baixas e altas temperaturas (WHITTON e POTTS 2000).

Entre as adaptações que as cianobactérias possuem compreendem as ficobiliproteínas, que compõem um sistema antena que auxilia na captação de luz para fotossíntese, possibilitando sua sobrevivência em ambientes com pouca luz (SANT'ANNA et al. 2006).

Além disso, algumas espécies podem fixar nitrogênio atmosférico através de estruturas especializadas denominadas heterocitos, que favorece seu desenvolvimento em ambientes com baixa concentração de compostos nitrogenados.

Outras espécies possuem a capacidade de produzir células diferenciadas (acinetos), que funcionam como esporos de resistência em condições adversas, permitindo a sobrevivência da célula por longos períodos.

Algumas cianobactérias podem formar vacúolos gasosos (aerótopos), que possibilitam migração vertical na coluna d'água, facilitando buscar profundidades em que tanto a intensidade luminosa quanto a concentração de nutrientes sejam favoráveis (WHITTON e POTTS 2000). Adicionalmente as cianobactérias são capazes de armazenar fósforo na forma de grãos de polifosfatos em seu citoplasma.

Uma característica marcante de algumas espécies de cianobactérias é a sua capacidade de produzir certos metabólitos secundários denominados genericamente de cianotoxinas (CARMICHAEL, 1992).

Essas toxinas são altamente prejudiciais ao homem e a outros organismos (SANT'ANNA et al. 2006; FERNANDES et al., 2009). Fato marcante é que cerca de 40 gêneros de cianobactérias, dentre os aproximadamente 150 gêneros descritos, estão relacionados à produção de potentes toxinas (APELDOORN et al. 2007 apud MOLICA e AZEVEDO, 2009).

A princípio, todas as cianobactérias são consideradas como potencialmente tóxicas (SANT'ANNA et al., 2006). As causas para essa produção ainda não foram bem esclarecidas, pois, alguns pesquisadores acreditam que as cianotoxinas desempenham funções protetoras contra espécies zooplânctônicas, seus predadores primários. Outros pesquisadores sugerem que a produção de cianotoxinas está

atrelada às condições de crescimento ou à competição por recursos (CALIJURI et al., 2006).

Visões mais inovadoras encaram as cianotoxinas como mediadoras em interações de cianobactérias com outros componentes do habitat, como bactérias heterotróficas, fungos, protozoários e algas (Paerl e Millie 1996 apud MOLICA e AZEVEDO, 2009). Já outra possibilidade considerável é que a produção dessas toxinas esteja relacionada à comunicação intercelular, seja intra ou interespecífica (KEARNS e HUNTER, 2000; DITTMANN et al., 2001 apud MOLICA e AZEVEDO, 2009).

Outro fator, que dificulta a compreensão das cianotoxinas é que uma mesma espécie de cianobactéria, em diferentes áreas do planeta, pode produzir diferentes toxinas, como é o caso de *Cylindrospermopsis raciborskii*, produtora de cilindrospermopsina na Austrália (SAKER e GRIFFITHS, 2000 apud MOLICA e AZEVEDO, 2009) e de saxitoxinas no Brasil (LAGOS et al., 1999 apud MOLICA e AZEVEDO, 2009).

As toxinas biossintetizadas por cianobactérias formam um grupo de substâncias quimicamente bastante diversificado, apresentando, portanto, diferentes propriedades toxicológicas, com mecanismos tóxicos específicos em vertebrados. Algumas toxinas são consideradas como endotoxinas, pois não necessariamente são liberadas para o meio externo com o rompimento da parede celular, o que acontece por senescência das células ou sob ação de algicidas, como o sulfato de cobre (SANT'ANNA et al., 2006).

As cianotoxinas pertencem a três classes químicas distintas como: peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos (LPS). De acordo com sua ação farmacológica são caracterizadas como hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas (SIVONEM e JONES, 1999).

As neurotoxinas são toxinas que atuam especificamente no sistema nervoso. São classificadas como alcalóides ou organofosforados atuando na interrupção dos impulsos nervosos, provocando morte por parada respiratória. As neurotoxinas são agrupadas em três classes: anatoxina-a, anatoxina-a(S), saxitoxinas (STX), sendo produzidas por alguns gêneros de cianobactérias como, *Anabaena* sp., *Oscillatoria* sp., *Aphanizomenon* sp., *Trichodesmium* sp., *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis* sp (CALIJURI et al., 2006).

As cianotoxinas mais comuns são as hepatotoxinas. Apesar das hepatotoxinas não possuírem nenhuma atração pelo tecido hepático, este as concentra na tentativa

de degradá-las. Assim as mesmas acabam atuando nesse órgão. As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Umezakia* e *Aphanizomenon* (Chorus e Bartram, 1999). As hepatotoxinas incluem os peptídeos cíclicos que compreendem as microcistinas e as nodularinas, e um alcalóide, a cilindrospermopsina (CALIJURI et al., 2006). De acordo com CARMICHAEL (1991) e ROSET et al. (2001), intoxicações mais comuns por cianobactérias são causadas por microcistinas.

As dermatotoxinas são irritantes ao contato com a pele e causam danos menores que os provocados por hepatotoxinas e neurotoxinas. Contato direto com dermatotoxinas podem ocorrer acidentavelmente ou durante a prática de esportes aquáticos, conseqüentemente vermelhidões e lesões na pele, irritação nos olhos, e outros sintomas surgem. Existem casos de dermatite devido à presença de dermatotoxinas associados a atividades de recreação (CALIJURI et al., 2006).

A presença de cianobactérias altera as propriedades organolépticas da água conferindo gosto e odor à mesma. O gosto e odor desagradáveis são devidos à produção de metabólitos como, geomina e 2-methylisoborneol (2-MIB). Vários gêneros de cianobactérias produzem estes dois compostos: *Microcystis* sp., *Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Pseudoanabaena* sp., *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., e outros (SANT'ANNA et al., 2006).

A urbanização e o desenvolvimento industrial e agrícola têm levado ao aumento do lançamento de nitrogênio e fósforo, os quais propiciam a formação de florações de cianobactérias, desde ambientes costeiros até rios. A distribuição e a proliferação das cianobactérias são comumente influenciadas por diversos fatores como já mencionado, tais como concentração de fósforo e nitrogênio, razão N:P, luz, temperatura, oxigênio, pH, herbivoria e estabilidade da coluna d'água, podendo estes parâmetros agirem sinérgica e antagonicamente (PAERL, 2008 apud FERNANDES et al., 2009).

Vale salientar que fósforo e nitrogênio, naturalmente, possuem baixas concentrações nos ecossistemas aquáticos. Assim o aumento da concentração destes elementos por fontes externas, desempenha papel importante na formação das florações, pois são elementos que compõem diversos componentes celulares (proteínas, ácidos nucléicos, membranas fosfolipídicas) destes microorganismos (TUNDISI, 2003).

Em mananciais destinados ao abastecimento público ou recreação, as florações são analisadas do ponto de vista de saúde pública, em termos da produção de toxinas pelas cianobactérias que podem causar diversos danos a saúde. A quantificação da densidade e biomassa das cianobactérias pode ser feita por diversas formas tais como, diretamente pelo número de células ou número de organismos, por estimativa de biomassa (biovolume), ou indiretamente pela medida de clorofila *a*. Com base nestes parâmetros, alguns autores consideram floração de cianobactéria quando a ocorrência foi de ≥ 20.000 células/mL ou ≥ 2 mm³/L de biovolume celular de cianobactéria, ou ainda ≥ 10 mg/m³ de clorofila *a* (SANT'ANNA et al., 2006).

De acordo com a legislação no Brasil, a Portaria do Ministério da Saúde 518/2004, em águas destinadas ao abastecimento público, o registro de aproximadamente 10 mg/m³ de clorofila *a* e cerca de 20.000 células/mL exige o monitoramento semanal de cianobactérias e cianotoxinas, devido à possibilidade de danos a saúde humana.

Florações superficiais que formam “natas” e que podem mudar a coloração da água são compostas por cianobactérias que possuem bainhas mucilaginosas que agregam e mantêm os organismos juntos, além de aerótopos em suas células, que são vesículas gasosas que possibilitam a flutuação e permanência na superfície. Embora presentes em grandes quantidades, algumas espécies de cianobactérias também com aerótopos não forma “natas” por não possuírem bainhas muciliaginosas, portanto, mesmo a água apresentando aspectos claros, não necessariamente significa ausências de altas densidades de cianobactérias (SANT'ANNA et al., 2006).

Em geral, 50% a 75% das florações de cianobactérias podem produzir toxinas, muitas vezes com mais de um tipo de toxina presente, além disso, florações tóxicas e não tóxicas da mesma espécie podem ser encontradas em conjunto (AWWA, 1995a; CODD e BELL, 1996).

A toxicidade de uma floração pode ser incerta, pois variações nas concentrações de toxina podem ocorrer durante um curto período de tempo e no espaço, dentro de um corpo hídrico (HRUDEY et al., 1994). Não existe um método simples para distinguir florações tóxicas e não-tóxicas, e quais fatores ambientais atuam no controle da produção de cianotoxinas (MOLICA e AZEVEDO, 2009).

A explicação mais razoável para isso seria uma alternância na composição de cepas tóxicas e não tóxicas. Por outro lado, cepas de cianobactérias podem apresentar uma variação considerável na produção de toxinas quando cultivadas sob diferentes condições laboratoriais. Assim, os fatores ambientais poderiam estar

influenciando na produção de cianotoxinas de duas maneiras: i) regulando a abundância das cepas produtoras de toxinas e/ou ii) a produção de toxinas por cepas toxigênicas (MOLICA e AZEVEDO, 2009).

A imprevisibilidade da produção da toxina dentro de qualquer floração, torna-a potencialmente perigosa e suspeita em todas situações (RESSOM et al., 1994). Diante disso, a prevenção de florações de cianobactérias, portanto, é a chave para o controle de toxinas e, conseqüentemente, na prevenção de danos à saúde das populações. Já que métodos convencionais de tratamento de água não são efetivos na remoção de cianotoxinas.

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas constituem um fenômeno comum em ecossistemas aquáticos em muitos países (CHORUS e BARTRAM, 1999). Há registros de intoxicações de populações humanas por cepas tóxicas de cianobactérias foram registradas na Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER, 1994).

No Brasil, os registros de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas cresceram amplamente nos últimos 15 anos (CALIJURI et al., 2006). Estas florações acontecem tanto na região tropical como na região subtropical do Brasil (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; SANT'ANNA et al., 2008 apud COSTA et al., 2009), e dominam a composição do fitoplâncton em muitos ambientes naturais e artificiais eutrofizados (HUSZAR e SILVA 1999 apud COSTA et al., 2009).

Florações de cianobactérias vem se tornando cada vez mais freqüentes, sobretudo em mananciais brasileiros utilizados para o abastecimento público, conforme registrado nos Estados de São Paulo, Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul (LAGOS et al. 1999; CONTE et al., 2000; MATTHIENSEN e BARBOSA, 2003; YUNES et al., 2003 apud CHAVES et al., 2009).

Na Região Nordeste, as florações já foram registradas em reservatórios dos estados de Pernambuco (HUSZAR et al., 2000 apud COSTA et al., 2009); Paraíba (DINIZ, 2005 apud COSTA et al., 2009); e Rio Grande do Norte.

BOUVY et al. (2000) relataram que dos 39 reservatórios investigados na região do semi-árido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância do gênero *Cylindrospermopsis*.

Intoxicações por consumo de água contaminada com cianobactérias tóxicas têm sido bem documentadas em todo o mundo (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Uma grave epidemia de gastroenterite na região de Paulo Afonso, Bahia, foi relacionada com o alagamento do reservatório da barragem de Itaparica, em 1988. Em um período de 42 dias registraram-se cerca de 2.000 casos da doença, com 88 casos evoluindo para óbito. Foram feitos exames bacteriológicos, virológicos e toxicológicos do sangue e fezes dos pacientes, assim como, exames hidrobiológicos, bacteriológicos e pesquisa de metais pesados na água de consumo. O resultado da investigação revelou que a fonte de infecção era a água captada na área de influência da barragem, com proliferação de cianobactérias, em quantidade além da habitual, sendo considerada possível causa da ocorrência dessa grave epidemia (TEIXEIRA et al., 1993).

Outras mortes de seres humanos causadas por cianobactérias ocorreram por hepatotoxinas, após a exposição por via intravenosa em uma clínica de diálise na cidade de Caruaru, Brasil, durante o ano de 1996. Dos 116 pacientes que receberam o tratamento rotineiro de diálise renal, 52 pacientes vieram a falecer entre fevereiro e dezembro de 1996, este episódio ficou conhecido como a “Síndrome de Caruaru” (JOCHIMSEN et al., 1998; CARMICHAEL et al., 2001, AZEVEDO et al., 2002).

3.3.2.2.2 – Remoção de Cianobactérias por Filtração em Margem

Pesquisas demonstram o potencial da técnica de Filtração em Margem (FM) como eficiente na remoção de cianobactérias, apresentando-se como uma boa alternativa também, para remoção das cianotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

LAHTI et al., (1996) comprovou que tanto células de cianobactérias como microcistinas foram retidos em colunas de solo em experimentos de laboratório que simulam o destino de toxinas de cianobactérias em recarga artificial de águas subterrâneas e FM. Neste estudo não existem dados disponíveis para outras toxinas de cianobactérias, porém é esperado, dependendo das condições químicas do solo e da água remoção de outros tipos de cianotoxinas.

Um estudo da eliminação de algas, cianobactérias e de compostos de gosto e odor, submetidos à FM, mostrou-se muito eficaz em três locais de estudo (CHORUS et al., 1993).

Remoção de microcistina, tipo de cianotoxina produzida pelo gênero *Microcystis*, submetida à FM no reservatório de Radeburg, na cidade de Dresden, Alemanha, foi investigado por CHORUS et al., (2001). Amostras da água de 12 poços

foram analisadas para microcistinas e sua concentração máxima dissolvida de 0,51 µg/L da água do reservatório foi reduzida em 75-99%, e a concentração nos poços não excedeu ao valor de 0,06 µg/L.

Resultados semelhantes foram obtidos a partir de estudos de campo em dois locais que utilizam FM, em lagos eutróficos, no sul da Finlândia (LAHTI et al. 1998), onde a remoção de microcistinas foi superior a 90%. A concentração de microcistina foi inferior a 0,1 µg/L na água submetida a FM.

No lago Wannsee, Berlim, Alemanha, a concentração de microcistina de até 20 µg/L foi observado nos meses de verão por GRÜTZMACHER et al. (2002). Devido à utilização da FM ocorreu uma forte redução desta concentração, detectando-se apenas traços na água de poços de produção, com concentração menor que 0,1 µg/L. Os resultados indicam que, apesar da situação de eutrofização em lagos ou reservatórios, microcistinas em concentrações que causam risco de saúde (valor diretriz de água potável determinado pela OMS para concentração de microcistinas é: 1,0 µg/L) é improvável em água submetida ao tratamento oferecido pela FM.

DILLON et al. (2002) também avaliou a utilização da FM na remoção de microcistinas, em aquíferos salobros no sudoeste da Austrália, onde características da biodegradação e adsorção das cianobactérias no meio poroso foram quantificadas, apresentando bons resultados.

Na experiência brasileira SENS et al. (2006) avaliaram a técnica de FM como pré-tratamento à filtração direta na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, onde os resultados mostraram eliminação de 100% de ambas.

Nota-se com o exposto acima, que a FM promove a remoção de uma gama de contaminantes devido aos processos que ocorrem. É necessário, portanto, o conhecimento e acompanhamento deste conjunto de contaminantes químicos e biológicos, assim como alterações de alguns parâmetros físicos, que contribuem para a deteriorização da qualidade da água.

3.4 – INTERAÇÃO RIO-AQUÍFERO

Para entender as interações rio-aquífero na Filtração em Margem todos os conceitos devem ser contabilizados para o melhor entendimento da dinâmica da hidrologia, visualizando o sistema como um todo (SCHUBERT, 2002).

Interações entre água superficial e água subterrânea são complexas, o que torna necessário o entendimento de vários fatores hidrogeológicos como, clima, relevo, geologia, assim como fatores bióticos, tendo assim uma visão hidrogeoecológica fundamentada (SOPHOCLEOUS, 2002). Por exemplo, no rio Nakdong, na Coreia do Sul, estão utilizando a fauna metazoária, de sub-superfície para caracterizar interações entre água superficial e água subterrânea (BORK et al., 2009).

A Filtração em Margem é caracterizada pela interação entre rio-aquífero, já que a água bombeada através dos poços de produção é uma mistura da água superficial infiltrada pelas margens do manancial e da água subterrânea originalmente presente no aquífero.

O resultante dos gradientes entre a rápida mudança do nível do rio e a gradual adaptação da água subterrânea controla o fluxo e o transporte na Filtração em Margem. Sob condições da FM, o fluxo é revertido com a operação do poço, levando a água por infiltração do rio para o aquífero (SOPHOCLEOUS, 2002).

A interação de corpos hídricos superficiais com as águas subterrâneas é regida primeiramente pela posição da água superficial com relação ao sistema de fluxo subterrâneo; segundo, pelas características geológicas de suas margens; e por último pelo clima da região. Outras questões são relevantes como perspectivas geomorfológicas da área, na caracterização destas interações, avaliando se ocorre fluxo água superficial para fluxo subterrâneo ou vice-versa, na observação da declividade das margens; sinuosidade, largura, profundidade do rio; além da ocorrência de sistemas de deposição fluvial/lagunar.

WOESSNER (2000) afirma que o maior intercâmbio hidrológico entre as águas subterrâneas e das águas superficiais em uma paisagem é influenciado, por vários fatores como, pela distribuição e magnitude da condutividade hidráulica, ambas dentro do canal de fluxo e geometria e posição do canal de fluxo dentro da planície aluvial.

A direção dos processos de troca entre os meios superficial e subterrânea varia de acordo com a carga hidráulica, enquanto o de fluxo (volume/unidade de tempo) depende da condutividade hidráulica dos sedimentos. Por outro lado, as variáveis do

regime de escoamento podem alterar a condutividade hidráulica dos sedimentos através de processos de erosão e deposição e, conseqüentemente, afetar a intensidade das interações água subterrânea com água superficial (SOPHOCLEOUS, 2002).

Eventos como precipitação e padrões sazonais alteram a carga hidráulica e, assim, induzem alterações no sentido do fluxo. Dois sentidos de fluxo de água são distinguidos, a condição afluente, as águas superficiais contribuem para o fluxo de subsuperfície; e a condição efluente, águas subterrâneas alimentam o rio. Diante disso, estas relações rio-aquífero podem ocorrer de duas formas distintas, quando existe conexão direta entre os meios, neste caso o fluxo pode ocorrer em direção ao manancial superficial ou em direção ao aquífero, um alimentando o outro; ou quando existe descontinuidade entre os meios, podendo haver alimentação do manancial superficial para um aquífero raso, ou até mesmo um aquífero mais profundo (Figura 3.3). Vale destacar que estas formas de interação água superficial com água subterrânea podem modificar-se constantemente por influências das variações sazonais ou interferências externas.

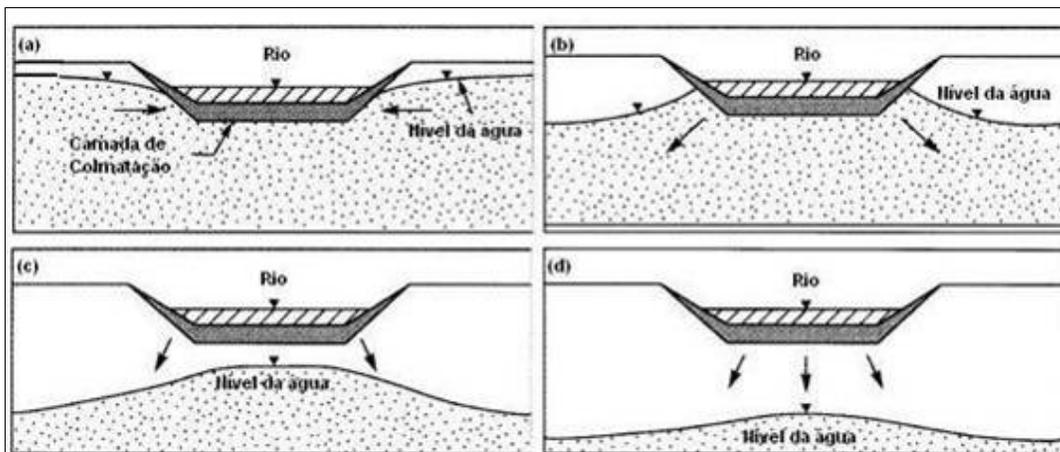


Figura 3.3 – Interação água superficial com água subterrânea: (a) Fluxo em direção ao manancial superficial, meios conectados; (b) Fluxo em direção ao aquífero freático, meios conectados; (c) Fluxo em direção ao aquífero raso, meios desconectados; (d) Fluxo em direção ao aquífero profundo, meios desconectados. (Adaptado de Peterson e Wilson, 1988 apud SOPHOCLEOUS, 2002).

Para caracterizar se o sistema rio-aquífero é hidráulicamente conectado ou desconectado, coloca-se que se a superfície livre de água subterrânea aumenta conforme o nível da água regional para interceptar o nível da água no canal de fluxo, o sistema rio-aquífero é considerado hidráulicamente conectado. Por outro lado, se

existe sedimentos não saturados entre o canal e o nível de água regional, então este sistema pode ser hidraulicamente desconectado (STEPHENS, 1996 apud SOPHOCLEOUS, 2002).

BRUNKE e GONSER (1997) resumem de forma abrangente as interações entre os rios e águas subterrâneas. Sob condições de baixa precipitação, o fluxo de base subterrâneo constitui o fluxo de água superficial na maior parte do ano (condição efluente). Em contraste, em condições de elevada precipitação, escoamento superficial e este interfluxo aumenta gradualmente, levando a maior pressão hidráulica no curso inferior do rio, que causa a mudança da condição efluente para a condição de afluyente, ocorrendo infiltração pelas margens e promovendo a recarga do aquífero.

Durante os eventos de inundação, o rio perde água pela infiltração nas margens, o que reduz o nível de inundação e recarrega o aquífero. O volume deste armazenamento de água nas margens depende da duração, altura e forma do hidrograma de inundação, bem como sofre influência da transmissividade e capacidade de armazenamento do aquífero.

Durante a estação de seca, a liberação da água armazenada ocorre para compensar a diminuição na vazão fluvial. Estas sucessivas descargas e recargas do aquífero tem um efeito tampão sobre os regimes de escoamentos dos rios (BRUNKE e GONSER, 1997).

Condições de descarga caracterizadas como, perenes, intermitentes ou efêmeros, dependem da regularidade do fluxo de base, que é determinado pelo nível das águas subterrâneas. Nos rios perenes, o fluxo de base é mais ou menos contínuo, no qual estes fluxos são principalmente efluentes, sendo o fluxo contínuo ao longo do ano. Fluxos intermitentes recebem apenas água em determinadas épocas do ano e são influentes (alimentam o aquífero) ou efluentes (alimentados pelo aquífero), dependendo da estação do ano. Nos fluxos efêmeros, o nível das águas subterrâneas é sempre abaixo do canal, e são exclusivamente influentes quando estão em condições de fluxo (GORDON et al. 1992).

Interações rio-aquífero são também governadas por flutuações do nível do rio. O comportamento dinâmico do nível do rio não só influencia no entupimento do leito do rio, caracterizando a camada de colmatação, como também, o fluxo dos fenômenos de transporte, assim como, a qualidade da água, tanto a água do rio como a água do poço de produção.

A permeabilidade da interface água de superfície com água subterrânea depende fundamentalmente da condutividade hidráulica dos sedimentos, que devido a

sua heterogeneidade proporciona muitas conexões de fluxo entre o curso de água e o meio poroso. A colmatção está atrelada ao entupimento da camada de topo dos sedimentos por processos que levam à redução do volume dos poros, e conseqüentemente a diminuição de permeabilidade do leito do manancial (BRUNKE e CONSER, 1997).

Interações entre águas superficiais com águas subterrâneas são complexas e é necessário um conhecimento multidisciplinar para caracterização destas interações. A água advinda dos poços de produção da Filtração em Margem é uma combinação de águas provenientes da interação rio-aquífero ocorrente. Entender interações entre rio aquífero é fundamental para compreensão dos processos ocorrentes na Filtração em Margem.

3.4.1 – ZONAS DE INTERAÇÃO ÁGUA SUPERFICIAL E ÁGUA SUBTERRÂNEA

Interações hidrológicas entre águas superficiais e subterrâneas ocorrem por fluxo subsuperficial lateral, através de solo não saturado, e por infiltração no solo ou a partir de exfiltração em zonas saturadas. Além disso, se o aquífero for cárstico ou fraturado, interações ocorrem pelas fraturas/ e pelos caminhos de dissolução de calcáreos (SOPHOCLEOUS, 2002).

O fluxo de água entre os interstícios dos bancos de sedimentos das margens e leito dos corpos d'água superficiais com os aquíferos, cria uma zona de mistura das águas subterrâneas e superficiais. Existem duas regiões responsáveis por estas relações, são as chamadas zonas ripárias e zonas hiporreicas.

3.4.1.1 - Zona Ripária

A zona ripária é uma das zonas de interação das águas superficiais com águas subterrâneas, e trata-se de uma zona de transição.

Existem vários conceitos sobre a zona ripária e uma enorme diversidade de terminologias (KOBAYAMA, 2003). Por exemplo, a área ripária é um ecossistema aquático (EA) com porções do ecossistema terrestre (ET) próximas ao EA, que diretamente afetam ou são afetados pelo EA. Inclui rios, lagos, banhados, planície de inundação, uma parte de vertente (GREGORY e ASHKENAS, 1990 apud KOBAYAMA, 2003).

PUSH et al. (1998) relatam que esta zona é caracterizada pelas cabeceiras de drenagem dos cursos d'água, margens e leito dos corpos d' água, acompanhadas por vegetação ciliar, sendo um ambiente de extrema dinâmica, complexidade e diversidade (Figura 3.4).

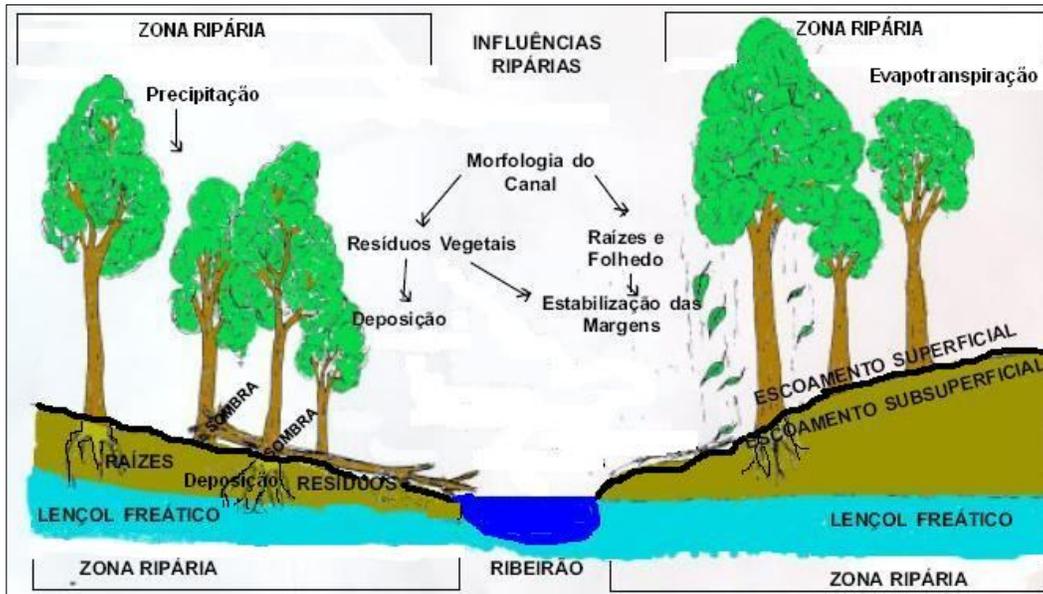


Figura 3.4 - Ilustração da Zona Ripária, destacando sua vegetação e seu fluxo (Modificado de LIKENS, 1992).

A zona ripária pode ser ainda a interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos, ou seja, um ecótono, caracterizado por ser uma zona de transição. Estendendo-se horizontalmente até o limite que a inundação alcança e verticalmente até o topo da copa da vegetação. É reconhecida ainda como corredor para movimento de animais dentro do sistema de drenagem (GREGORY et al., 1991 apud KOBAYAMA, 2003).

Essa zona desempenha um importante serviço ambiental, que é a manutenção dos recursos hídricos, em termos de vazão e qualidade de água, assim como do ecossistema aquático. Diante da importância deste ecossistema, o melhor conhecimento do mesmo deve fornecer informações relevantes para um correto manejo destas áreas de preservação permanente.

É importante considerar que a vegetação ripária exerce a influência significativa sobre geomorfologia fluvial por afetar a resistência ao fluxo, resistência mecânica do solo em barranco, armazenamento de sedimento, estabilidade de leito e morfologia do

canal (HICKIN, 1984 apud KOBIYAMA, 2003) e é importante para função de ecossistema aquático (GREGORY et al., 1991 KOBIYAMA, 2003). Assim, a vegetação ripária e o ambiente fluvial são bem relacionados.

A influência da floresta ripária é maior na parte a montante da bacia onde os cursos da água são caracterizados por pequena largura, baixa velocidade, pequena vazão, e pouca profundidade, entre outros (KOBIYAMA, 2003).

Este ambiente é reconhecido por melhorar a qualidade da água já que a mesma é fortemente influenciada pela atividade microbial desenvolvida dentro dos sedimentos das margens, além disso, o ambiente ripário funciona como proteção para ocorrência da erosão pela sua composição vegetal, assim como controla os regimes de inundação (KILEY e SCHNEIDER, 2005; HINKEL, 2003).

As características hidrológicas das áreas ripárias diferem das áreas planas e precisa de estudos mais aprofundados em relação à respiração/ aeração do solo (GRIFFITHS et al., 1997; TUFEKCIOGLU et al., 1999). A respiração do solo é um excelente indicador da atividade biológica do solo e, portanto de sua qualidade como um todo (KARLEN et al., 1997; PARKIN et al., 1996). A taxa de respiração do solo é controlada primariamente pela taxa de produção pela biota dentro do solo de CO₂, mas é modificado por fatores que influenciam o movimento de CO₂ fora do solo (RAICH et al., 1992; SCHLESINGER, 1977).

Outros fatores ambientais como a mistura do solo e temperatura influenciam na atividade biológica e na difusão de CO₂ e, por conseguinte, tem acentuada influência sobre a dinâmica sazonal da respiração do solo (DAVIDSON et al., 1998; KOWALENKO et al., 1978; SINGH e GUPTA, 1977). Podem controlar também a magnitude da respiração no solo, fatores como disponibilidade de matéria orgânica, densidade de raízes das plantas, por que estes fornecem substrato para atividade biológica no solo (BOWDEN et al., 1993; FRANZLUEBBERS et al., 1995; KELTING et al., 1998).

No ecossistema ripário existe elevadas taxas de respiração do solo o que é explicado pela imensa atividade biológica encontrada neste ambiente (TUFEKCIOGLU et al., 2001). Na zona próxima às raízes encontram-se compostos orgânicos de baixo peso molecular que podem ser facilmente absorvidos pelos microorganismos o que torna este ambiente muito dinâmico (PUSH et al., 1998). A zona ripária também altera profundamente o fluxo de materiais orgânicos e inorgânicos. Estas mudanças acontecem devido a atividades bioquímicas de microorganismos presentes nestas zonas.

A estrutura biofísica das zonas ripárias influencia fortemente o fluxo das transformações microbiais através da retenção de matéria orgânica. A matéria orgânica particulada e dissolvida é retida eficazmente nestas zonas, formando “biofilmes” que impulsionam a atividade microbiana (PUSH et al, 1998). Estes biofilmes formados podem compreender comunidades ecologicamente complexas, como bactérias, protozoários, vírus e fungos, que exibem uma gama completa de adaptações para execução dos processos ecológicos (HUMPHREYS, 2009). A estrutura, diversidade e quantidades dos biofilmes são importantes para o funcionamento dos sistemas ecológicos (BOULTON et al. 2008) e, por mudança de porosidade dos aquíferos, que ocorre devido a processos mecânicos, químicos e biológicos, este último particularmente através da produção do biofilme.

A extensão da atividade microbiana sofre influência pela área de contato e pelo grau de interações químicas e biológicas que ocorrem entre os habitats terrestres e aquáticos (STANFORD e WARD 1993; WARD e STANFORD 1995).

Condições ambientais criadas no ambiente subterrâneo, dentro dos interstícios do solo, reúnem características físico-químicas únicas, que faz esta região abranger extensas comunidades de invertebrados e microorganismos (FRASER et al., 1998). Estes organismos reúnem-se para fazer uma zona de alta produtividade biológica, pela passagem natural da água através dos mesmos (BARRLOCHER et al., 2006).

3.4.1.2 – Zona Hiporreica

O curso de água tem seu fluxo não só superficialmente, mas também através dos interstícios dos sedimentos do canal de fluxo e das margens, criando assim uma zona de mistura entre a água do subsolo e águas de superfície (KOBAYAMA, 2003).

De acordo com GIBERT et al. (1990), o curso de água superficial forma apenas parte visível de um ecossistema de água doce, que inclui água subterrânea, aluviões e os sistemas ripários, sendo a parte central destas áreas e zona de intercâmbio a chamada zona hiporreica.

A zona hiporreica é a região onde a água fluvial entra por baixo do leito do canal e a condição hidráulica da água fica entre aquelas das águas fluvial e subterrânea (Figura 3.5). Neste sentido, a zona hiporreica, assim como, a zona ripária também, é considerada com ecótono onde a água subterrânea flui entre os ecossistemas terrestre e aquático. Segundo os mesmos autores, a profundidade é

normalmente 20 a 60 cm, porém sendo difícil determinar este valor na prática (TAKAHASHI e OHTA, 1999 apud KOBIYAMA, 2003).

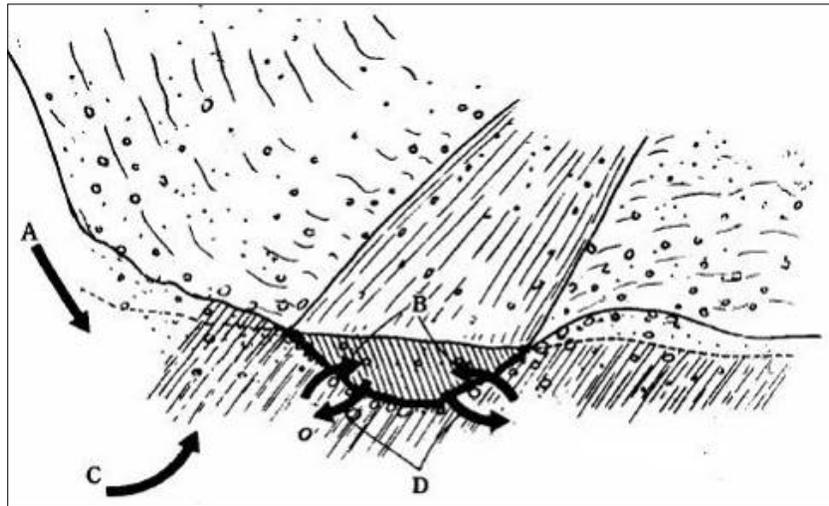


Figura 3.5 – Zona Hiporreica e fluxos entre água superficial com água subterrânea. (A) origem da água no rio é da água subsuperficial de vertente; (B) água subsuperficial da zona hiporreica; (C) água subterrânea profunda; (D) zona hiporreica atua recarregando o rio, ou o rio atua recarregando a zona hiporreica (Takahashi e Ohta, 1999 apud KOBIYAMA, 2003).

Intercâmbios entre zona hiporreica e superfície envolvem águas subterrâneas, mata ciliar, várzea (zona ripária) e habitats aluviais, onde ocorrem em uma ampla gama de escalas espaciais e temporais (BOULTON et al., 1998). O volume e a rapidez dessas interações variam muito, sendo regidas pela descarga das águas superficiais, estrutura do leito e condições ambientais (HANCOCK, 2002).

O tamanho da zona hiporreica depende da extensão e da força das interações entre água superficial com água subterrânea, que é em função da porosidade dos sedimentos, da morfologia do leito, força da ressurgência das águas subterrâneas e do fluxo de descarga (DAHM et al., 1998).

TUFENKJI et al. (2002) colocam esta zona de transição como um reator biogeoquímico, e é comumente caracterizada por gradientes de luz, temperatura, pH, potencial redox, oxigênio e carbono orgânico, o que controla fortemente a qualidade da água na FM.

Os processos biogeoquímicos ocorrentes nos primeiros centímetros de sedimento abaixo dos corpos de água superficiais tem um profundo efeito na química

de água subterrânea que influencia nas águas superficiais, assim como na água superficial que influencia na água subterrânea.

GIBERT et al., (1990), por exemplo, verificaram ainda que as flutuações hidrológicas ocorrentes, no ecótono, são influenciadas por tendências de luz, saturação de oxigênio, e amplitudes nas variáveis tais como temperatura da água, juntamente com gradientes biogeoquímicos em macronutrientes como nitrogênio.

A zona hiporreica pode atuar como filtro físico, químico e biológico (VERVIER et al., 1992) capaz de imobilizar ou transformar nutrientes e poluentes (BOURG e BERTIN, 1993), prevenindo ou reduzindo sua passagem entre água subterrânea e superfície (HANCOCK, 2002).

As trocas entre as águas superficiais e subsuperficiais podem ser um importante regulador da atividade biológica na zona hiporreica. Sem o fluxo de nutrientes para renovação do oxigênio e descarga dos resíduos, os sedimentos tornam-se impróprios para a maioria da vida que os habitam.

A zona hiporreica abrange uma diversa fauna de invertebrados com características próprias (MARMONIER et al., 1993), e é freqüentemente um local de intensa atividade biogeoquímica como citado anteriormente (MORRICE et al., 2000).

Em suma a zona ripária e a zona hiporreica fazem parte de um ambiente único, que agrupa características intrínsecas que faz desse ambiente tão dinâmico e de grande importância hidrológica, ecológica e geoquímica.

A técnica de Filtração em Margem é desenvolvida no âmbito dessas duas zonas de transição entre água superficial com água subterrânea, que possuem características intrínsecas que atuam no tratamento natural da água submetida à FM.

4 – MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área experimental da presente pesquisa está incluída na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe, na Região Metropolitana do Recife (RMR), na divisa entre as cidades de Olinda e Recife, delimitadas pelas coordenadas UTM 9115500m a 9116000m Norte e 289500m a 290000 Leste.

O projeto piloto de Filtração em Margem está foi desenvolvido mais precisamente nas margens do rio Beberibe, na Estação Elevatória de Caixa d'Água, propriedade da COMPESA (Companhia de Saneamento de Pernambuco), instituição que apóia a pesquisa. Essa Estação Elevatória é situada no Bairro de Caixa d'Água na cidade de Olinda, sendo o rio Beberibe neste trecho o divisor entre as cidades de Olinda e Recife.

A bacia hidrográfica do Beberibe pertence ao primeiro grupo de Bacias Hidrográficas Litorâneas (GL-1) representada na Figura 4.1, localizada no litoral norte do Estado de Pernambuco, entre 7°35'12" e 8°03'48" de latitude Sul e 34°48'46" e 35°11'33" de longitude Oeste. Este grupo GL-1 encontra-se inserido na microrregião da Mata Setentrional Pernambucana, abrangendo, ainda, toda a microrregião de Itamaracá e parte da microrregião do Recife.

O rio Beberibe possui uma área de 75,45 km², e encontra-se totalmente inserida na RMR (Figura 4.1), envolve parte dos municípios de Recife, correspondente a uma área de 54 km²; Olinda com 14 km² e Camaragibe com 7,45 km².

O rio Beberibe nasce no município Camaragibe, a partir da confluência dos rios Pacas e Araçá , à altitude de 130 m, percorrendo um total de 31 km até o Oceano Atlântico. Somente após esta confluência é que passa a receber a denominação de Beberibe. Seus principais afluentes pela margem direita são o rio Morno, que por sua vez recebe, também, as águas do rio dos Macacos e o canal Vasco da Gama ou canal do Arruda. Pela margem esquerda os seus afluentes mais importantes são, o riacho Lava Tripa e o canal da Malária. Ao encontrar o canal Malária, o rio Beberibe abandona sua direção geral leste-oeste e toma o sentido sul, e finalmente, chega à foz conjunta com o Capibaribe no oceano Atlântico.

Para caracterização da área de estudo foi necessário o conhecimento das condições ambientais da bacia hidrográfica onde a pesquisa é desenvolvida, no caso a bacia hidrográfica do rio Beberibe. Para tanto, foi indispensável uma descrição das

condições climáticas, da cobertura vegetal, geologia geomorfologia, uso e ocupação do solo, aspectos hidrográficos, assim como qualidade das águas superficiais, que serão abordados a seguir.



Figura 4.1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe no primeiro grupo de Bacias Hidrográficas Litorâneas (GL-1) (SECTMA, 1998).

4.1.1 – Características Climáticas

A bacia do Beberibe possui, de acordo com a classificação climática de Köppen (1948), clima do tipo As', quente e úmido, com chuvas de outono-inverno (CAMPOS, 2003).

Os dados climáticos referentes à precipitação, evaporação, temperatura, umidade relativa e insolação foram obtidos da Estação Meteorológica do Recife (Curado), com uma série histórica de dados de 30 anos, entre os anos de 1961 a 1990 de acordo com a tabela 1 (INMET/3°DISME, 2003).

Tabela 4.1 – Médias mensais das condições climatológicas no período de 1961 a 1990, na Estação Meteorológica do Recife (Curado).

Meses	Precipitação (mm)	Evaporação (mm)	Temperatura (°C)	Umidade Relativa (%)	Insolação (h)
JANEIRO	102,8	135,4	26,6	75	242,6
FEVEREIRO	145,0	153,3	26,6	77	210,4
MARÇO	262,1	97,0	26,4	80	208,3
ABRIL	325,7	76,6	26,0	84	183,4
MAIO	331,8	70,2	25,2	85	187,5
JUNHO	388,9	73,0	24,5	86	168,6
JULHO	389,7	77,7	23,9	85	165,4
AGOSTO	205,8	99,2	24,0	82	206,9
SETEMBRO	123,6	114,5	24,6	79	217,2
OUTUBRO	62,6	141,2	25,5	76	253,9
NOVEMBRO	45,2	140,1	26,1	74	260,9
DEZEMBRO	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/3°DISME, 2003.

A precipitação pluviométrica na área de estudo é considerada abundante em relação a outras regiões do Nordeste do Brasil, tendo uma média de 2.405,7 mm/ano, sendo o período mais chuvoso entre os meses de março e agosto, com o período mais seco de setembro a fevereiro.

A evaporação total alcança valores de 1.323,4 mm para o total anual, superando a precipitação pluviométrica entre os meses de outubro a fevereiro (Figura 4.2). Nota-se que o mês de fevereiro apresentou valor máximo de evaporação de 153,3 mm, sendo a média anual de evaporação de 110,3mm. Percebe-se ainda que as maiores precipitações ocorreram nos meses de junho e julho.

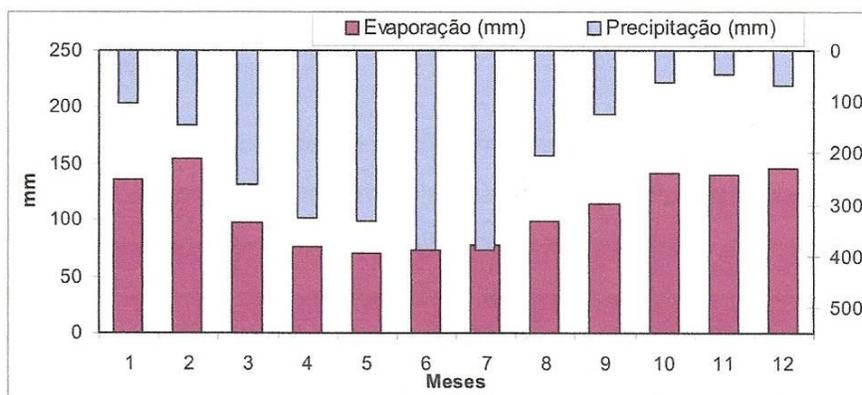


Figura 4.2 – Médias mensais de precipitação e evaporação de 1961 a 1990 na Estação Meteorológica de Recife (INMET/3ª DISME).

A temperatura média mensal para Estação do Curado é de 25,5 °C, com valor máximo médio mensal de 26,6 °C nos meses de janeiro e fevereiro, e média mínima mensal é de 23,9 °C no mês de julho. O período mais quente tem início em setembro, alcançando seu ápice nos meses de janeiro e fevereiro (Figura 4.3).

A umidade relativa do ar tem seu valor médio mensal em torno de 79,8%, este valor é explicado pela proximidade da região ao oceano, recebendo massas de ar úmido característicos de regiões costeiras (Figura 4.3).

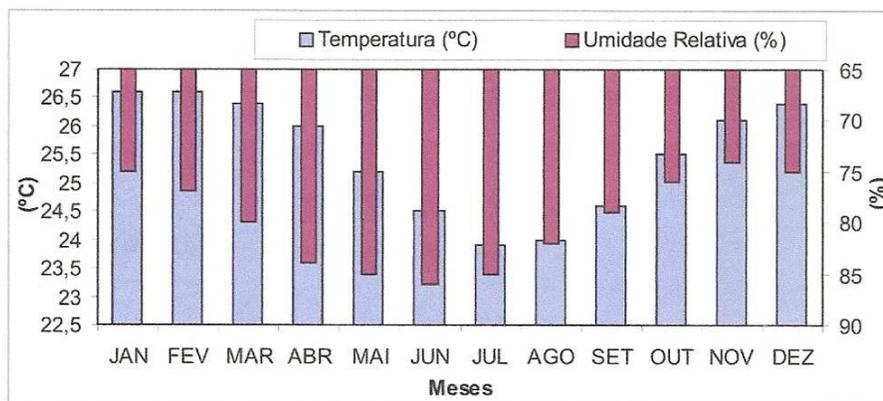


Figura 4.3 - Médias mensais de temperatura e umidade relativa de 1961 a 1990 na Estação Meteorológica de Recife (INMET/3ª DISME).

A insolação total anual é de 2.556,4 horas. Este elevado valor é explicado pela proximidade da região da zona equatorial, onde a incidência dos raios solares é mais intensa. O valor máximo médio mensal de 260,9 horas foi observado no mês de novembro e valor mínimo médio mensal de 165,4 horas no mês de julho (Figura 4.4). Verifica-se na figura 4.4 que existe forte correlação entre insolação e precipitação, em que os valores mais baixos de insolação coincidem com o período mais chuvoso e vice-versa. Observa-se também relação entre os valores referentes à insolação, evaporação e temperatura, em que os maiores índices de insolação coincidem com valores maiores de temperatura e conseqüentemente de evaporação.

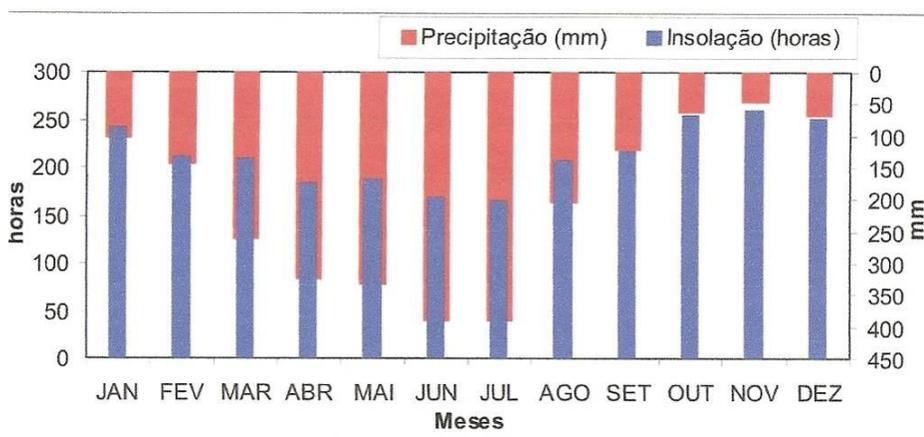


Figura 4.4 - Médias mensais de insolação e precipitação de 1961 a 1990 na Estação Meteorológica de Recife (INMET/3ª DISME).

4.1. 2 – Cobertura Vegetal

A cobertura vegetal da bacia do rio Beberibe é caracterizada por duas porções bem distintas. Na parte a montante da BR-101, onde predominam as culturas em chácaras, sítios e granjas, encontram-se ainda resquícios da mata exuberante que constituía a vegetação original desta região, além de capoeiras densas que substituíram a vegetação nativa. Na porção a jusante da respectiva rodovia, o processo de ocupação urbana alterou fortemente a cobertura vegetal, tornando-a rarefeita (CAMPOS, 2003).

Atualmente, as principais formações que ocupam as áreas marginais da bacia do Beberibe correspondem às matas densas, capoeiras, vegetação hidrófila e manguezais (CAMPOS, 2003), representados na Figura 4.5.

As matas densas correspondem aos remanescentes de mata atlântica encontradas nas localidades de Passarinho, Dois Unidos e Dois Irmãos (Figura 4.5). Estas unidades representam valorosos resquícios da vegetação nativa da bacia. As matas de Dois Unidos e Dois Irmãos tiveram parcelas de sua superfície transformadas em reservas ecológicas estaduais, a Reserva Ecológica da Mata de Dois Irmãos, com 388,67 ha; e a Reserva Ecológica Mata de Dois Unidos, com 37,72 ha (CAMPOS, 2003).

A vegetação hidrófila é típica das várzeas dos rios. Segmentos dessa vegetação são observados nas planícies de inundação dos rios não retificados a Oeste da BR-101 (Figura 4.5). As obras de retificação e ocupações desordenadas das margens dos rios eliminaram essa formação a leste da citada rodovia (CAMPOS, 2003).

Na porção oeste da BR-101, no sentido das nascentes, os topos dos tabuleiros são ocupados principalmente por fruticultura e culturas de subsistência, destacando-se o milho, a mandioca e o feijão. No entanto, as encostas e os vales dos rios mantêm uma vegetação de capoeira que protege os mananciais de eventuais processos erosivos (CAMPOS, 2003).

A vegetação litorânea representada pelos manguezais é encontrada em áreas restritas do litoral, isto é, nas reentrâncias da costa, nos contornos de baías, estuários outras regiões de águas pouco movimentadas (CAMPOS, 2003).

Outros padrões vegetacionais identificados na bacia como os coqueirais, culturas de subsistência representam à vegetação cultivada, que substituiu a vegetação nativa (CAMPOS, 2003). As áreas verdes privadas são representadas apenas pelos quintais das casas e campos de futebol.

Na porção da área de estudo na Estação Elevatória de Caixa d'Água, em Olinda, a cobertura vegetal ao Norte e Leste encontra-se praticamente inexistente, com a área densamente urbanizada, ocupadas por edificações e ruas pavimentadas, com exceção dos cursos d'água e alguns parques e praças. Porém, ao Norte e Oeste existem nas proximidades da E. E. as matas de Passarinho (13,36 ha) e Dois Unidos, estas áreas verdes podem funcionar como possíveis áreas de recarga na bacia do rio Beberibe.

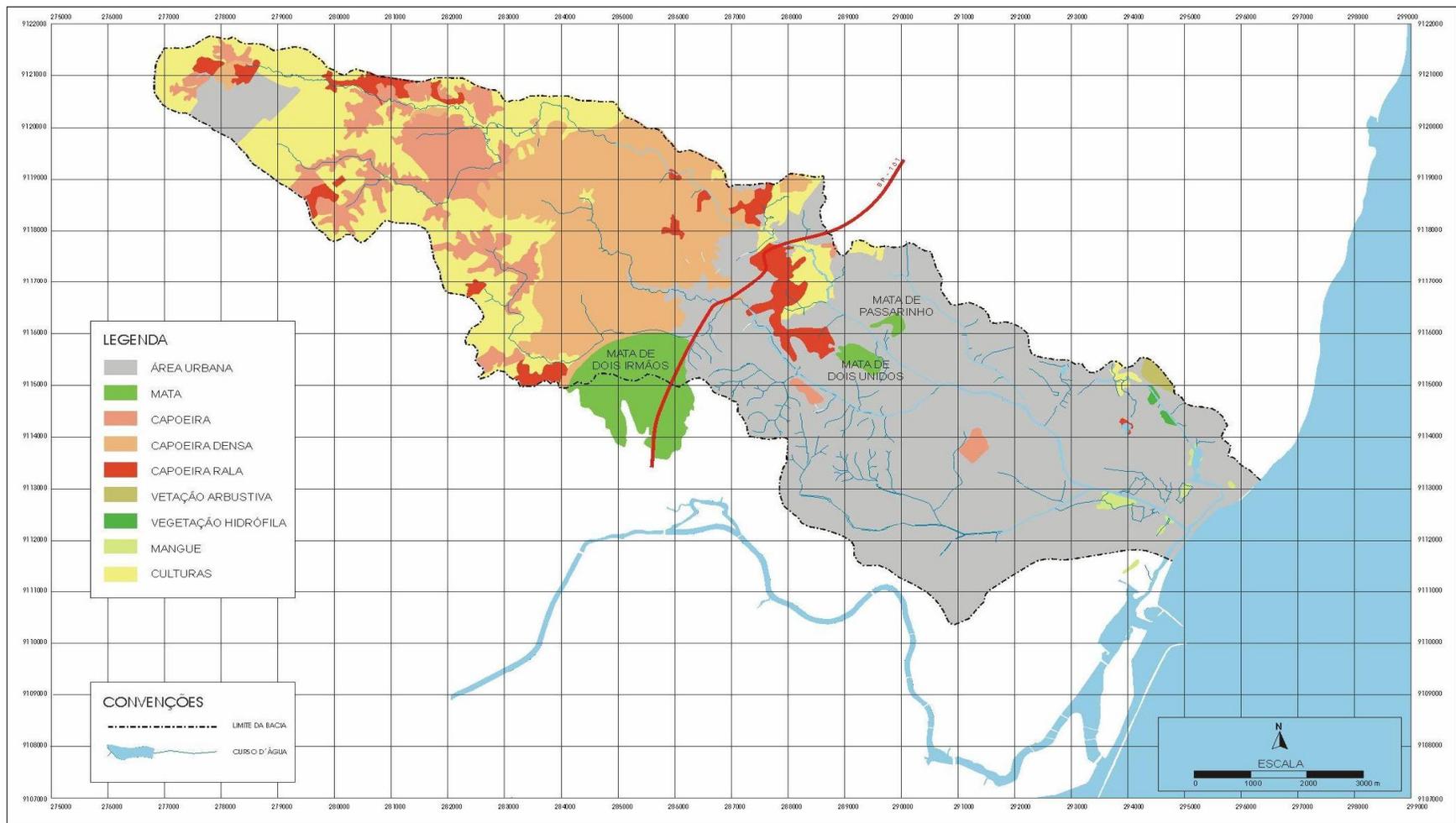


Figura 4.5 – Representação da Cobertura vegetal, na bacia hidrográfica do rio Beberibe (FIDEM, 2000 apud CAMPOS, 2003).

4.1.3 – Geologia

O grupo de pequenas bacias litorâneas (GL-1), no qual a Bacia do rio Beberibe está inserida, está situado predominantemente sobre rochas sedimentares, da bacia Pernambuco-Paraíba, e rochas do embasamento cristalino.

A geologia da Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba encontra-se baseada em terrenos sedimentares, representados pelos sedimentos mesocenozóicos do Grupo Paraíba, compostos pelas formações Beberibe, Gramame e Maria Farinha (Figura 4.6). Além disso, a bacia sedimentar costeira Pernambuco-Paraíba constitui uma faixa continental ao longo de todo o litoral norte da RMR, com largura média em torno de 20km, além disso, possui estrutura homoclinal, com o embasamento cristalino mergulhando suavemente para leste (SECTMA, 1998).

A sucessão de sedimentos cretáceos é composto, de uma seqüência clástica inferior, conhecida como Formação Beberibe e Itamaracá; e uma seqüência carbonática superior das Formações Gramame e Maria Farinha (MABESOONE, 1991 apud CAMPOS, 2003).

A Formação Beberibe é constituída por arenitos de origem fluvial ou estuarina, o que difere enormemente do embasamento cristalino, apresenta uma espessura média de 200 metros, e em geral, não apresenta fósseis. Os arenitos e areias quartzosas, siltitos e outros sedimentos mais finos armazenam importante reserva de água subterrânea (GUSMÃO FILHO, 1998 apud CAMPOS, 2003).

A Formação Beberibe apresenta pequenas manchas aflorantes nas margens do rio Beberibe, em Passarinho e Alto do Céu, e entre o rio Morno e o canal do Arruda (Figura 4.6). O reconhecimento de suas camadas em superfície é muito difícil, devido aos profundos intemperismos sofridos, podendo confundir-se muitas vezes com as camadas da Formação Barreiras.

Na geologia da bacia hidrográfica do Beberibe, são identificadas, também, extensas exposições terciárias constituídas pela Formação Barreiras, além, de quaternárias representadas por terraços marinhos indiferenciados, aluviões e sedimentos de praia, tais como os recifes e mangues (Figura 4.6) (CAMPOS, 1991 apud CAMPOS, 2003).

A Formação Barreiras é a unidade geológica mais importante nos morros ocupados da bacia do Beberibe. É constituída de sedimentos de granulometria variada, caracterizados por uma mistura de areias e argilas, com horizontes de seixos sub-horizontais (GUSMÃO FILHO, 1998 apud CAMPOS, 2003).

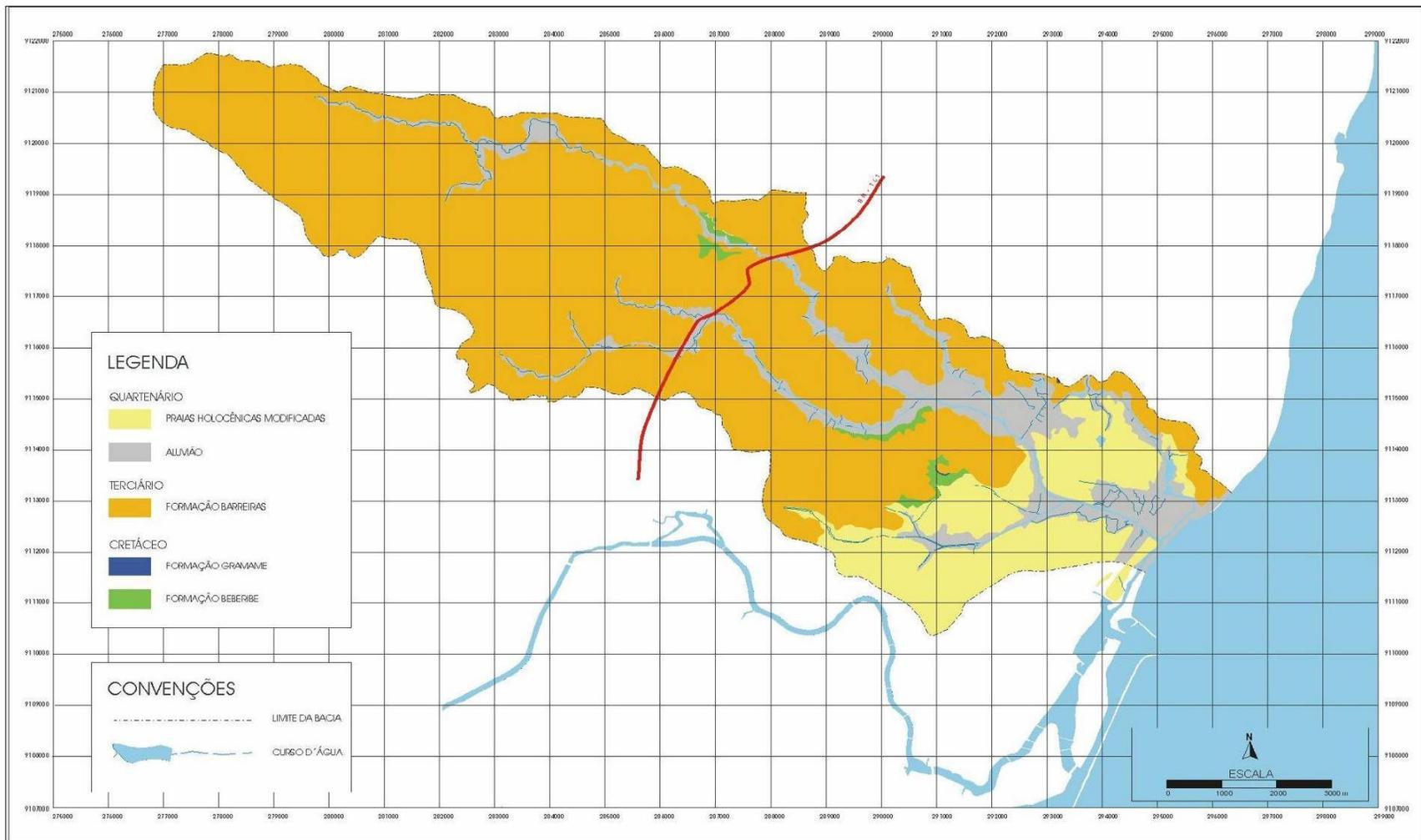


Figura 4.6 - Unidades Geológicas da Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe (FIDEM, 2000 apud CAMPOS, 2003).

4.1.4 – Geomorfologia

De acordo com CAMPOS (2003), três unidades geomorfológicas constituem a bacia do Beberibe, caracterizada por: tabuleiros ou baixos platôs costeiros (topo), domínio dos morros (encostas) e planície baixa (Figura 4.7).

Os tabuleiros costeiros acompanham todo o litoral Nordeste e compreendem platôs de origem sedimentar, que apresentam variáveis graus de entalhamento, com vales estreitos e encostas abruptas, às vezes abertos com encostas suaves, e muitas vezes apresentam fundos com amplas várzeas.

Nas porções superiores e médias das bacias, que margeiam 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 ou baixos platôs costeiros são feições geomorfológicas que correspondem à área plana ao longo da costa, constituída por depósitos sedimentares de diversas idades. Os tabuleiros estão geralmente limitados a leste pela baixada litorânea e a oeste pelas colinas que correspondem aos níveis cristalinos (CASTRO, 1979 apud CAMPOS, 2003). Os tabuleiros costeiros ocorrem de forma mais expressiva na porção superior da bacia do Beberibe, a montante da BR-101, apresentando, como visto anteriormente, cotas altimétricas entre 50 e 100 metros.

No trecho situado a jusante da BR-101, os tabuleiros têm denominações próprias e constituem os chamados morros, densamente ocupados por habitações de baixo padrão de construção. As áreas urbanas nesses morros, não considerados 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, 1998 apud CAMPOS, 2003).

No espaço confinado entre o morro e a orla marítima desenvolve-se uma grande planície flúvio-marinha na qual foi erguida a cidade do Recife. A planície possui apenas 10km de largura e altitudes variando entre 0 a 10 metros, e inclinação suave para leste, sendo sua cota média entre três e quatro metros.

A formação da atual planície enquadra-se na história geológica mais recente. As feições quaternárias da planície do Recife devem-se a flutuações do nível do mar, consequência das oscilações climáticas (DOMINGUES et al., 1990 apud CAMPOS, 2003).

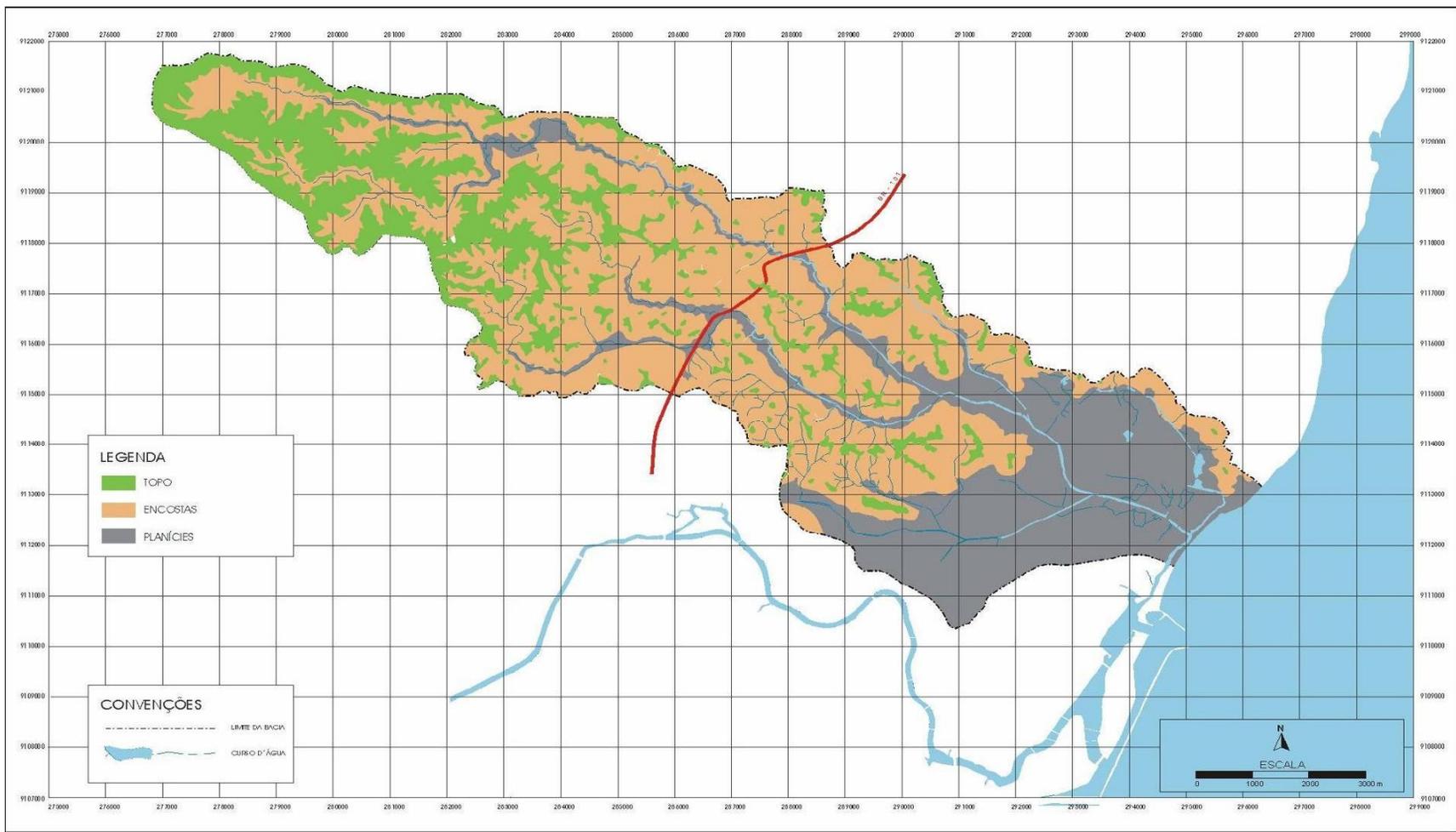


Figura 4.7 – Unidades Geomorfológicas da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe (FIDEM, 2000 apud CAMPOS, 2003).

4.1.5 – Aspectos Hidrográficos

A bacia do rio Beberibe pode ser dividida em três compartimentos hídricos, o alto Beberibe, das nascentes até 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 rio Morno até a foz conjunta com o Capibaribe (Figura 4.8). O principal critério para o dimensionamento desses compartimentos foi o da diversidade de relevo com diminuição das cotas altimétricas para leste (CAMPOS, 2003).

Considerando os perfis longitudinais do Beberibe e de seus principais afluentes, nota-se que a rede de drenagem encontra-se em estágio avançado de maturidade nos diversos trechos. Observa-se, por exemplo, que a jusante da confluência dos rios Beberibe e Morno, o Beberibe apresenta-se muito próximo do seu nível de base geral, situando-se em torno de 4 metros de altitude (CAMPOS, 2003).

O rio Beberibe corresponde a uma bacia de 5ª ordem. Apresenta as sub-bacias dos rios Morno e dos Macacos de 4ª ordem; sub-bacias Pacas, Araçá e Lava Tripa de 3ª ordem e a sub-bacia Vasco da Gama de 2ª ordem. Possui 364 canais de 1ª ordem, 79 canais de 2ª ordem, 07 canais de 3ª ordem, 03 canais de 4ª ordem e 01 canal de 5ª ordem, totalizando 454 segmentos de canais.

A bacia do alto curso do Beberibe abrange cerca de 24 km², neste trecho o rio encontra-se bem encaixado nos tabuleiros desenvolvidos na Formação Barreiras, sendo bastante estreito no terço mais próximo à rodovia BR-101. Por se encontrar em região de tabuleiros sedimentares constituídos de arenitos pouco consolidados, o alto curso do Beberibe apresenta taxa de infiltração bastante alta. Dessa forma, esta conjuntura sedimentar proporciona a absorção de elevado percentual das chuvas precipitadas nas superfícies dos tabuleiros, sobre os quais o escoamento superficial é bastante lento em vista da fraca declividade.

Em função das condições geológicas e morfológicas, os terrenos desta parte da bacia exercem uma função reguladora dos deflúvios, retendo apreciáveis volumes de água nas tormentas, para liberá-las após, quando não mais contribuem para a formação de picos de enchentes (ACQUA-PLAN, 1975 apud CAMPOS, 2003).

A porção do médio Beberibe, que corresponde ao trecho compreendido entre a BR-101 e a confluência com o rio Morno, no bairro de Beberibe, corresponde a uma área de 6 km². De maneira similar, na porção superior, a forma alongada da bacia no médio Beberibe favorece ao abatimento dos picos de cheias, embora não se tenha nesta porção a mesma redução das descargas máximas que se observa nos

tabuleiros. Embora a constituição geológica das duas partes seja semelhante, a taxa de infiltração de água é muito reduzida nos morros, pois predominam as formas abauladas do relevo, onde o escoamento superficial das águas precipitadas é mais favorecido (ACQUA-PLAN, 1975 apud CAMPOS, 2003).

Na porção média do Beberibe, ocorre o encontro com seu maior afluente, o rio Morno, que se estende desde as encostas da Chã do Pau Ferro até sua confluência com o Beberibe nas proximidades da Praça da Convenção, no bairro do Beberibe. Sua bacia abrange uma área de 10,15 km², destacando-se no seu interior um outro curso d'água de importância, o riacho dos Macacos, com bacia de drenagem de 8,73 km², que se lança imediatamente a jusante da BR-101.

O Baixo Curso do Beberibe compreende a área de drenagem do Beberibe que vai desde a confluência com o rio Morno até a foz conjunta com o Capibaribe no oceano Atlântico. Sua principal característica é a presença de estuários afogados, o que impede a formação de calhas de drenagem mais expressivas. Os solos apresentam-se saturados d'água com lençóis freáticos muito próximos da superfície.

Após encontrar o Morno, o rio Beberibe penetra na grande várzea, em uma planície de inundação, e se alarga até o litoral, tornando-se mais caudaloso, principalmente após receber as águas do canal Vasco da Gama pela margem direita e as do riacho Lava -Tripa e canal da Malária pela margem esquerda.

A bacia do riacho Lava-Tripa, ou córrego do Abacaxi possui uma área total de 3,46km². Apesar de encontrar o rio Beberibe na sua porção inferior, estende-se para noroeste até as proximidades da BR-101.

Com o crescente desenvolvimento urbano da área em questão, ocorreu uma paulatina impermeabilização do solo em ambientes construídos através de telhados, ruas calçadas e pátios, entre outros. Dessa forma, o volume de água que escoava lentamente pela superfície do solo e ficava, em parte, retido pela vegetação, com a urbanização, passou a escoar para o rio, exigindo maior capacidade de escoamento das seções transversais, tal fato contribuiu para um aumento na produção de cheias.

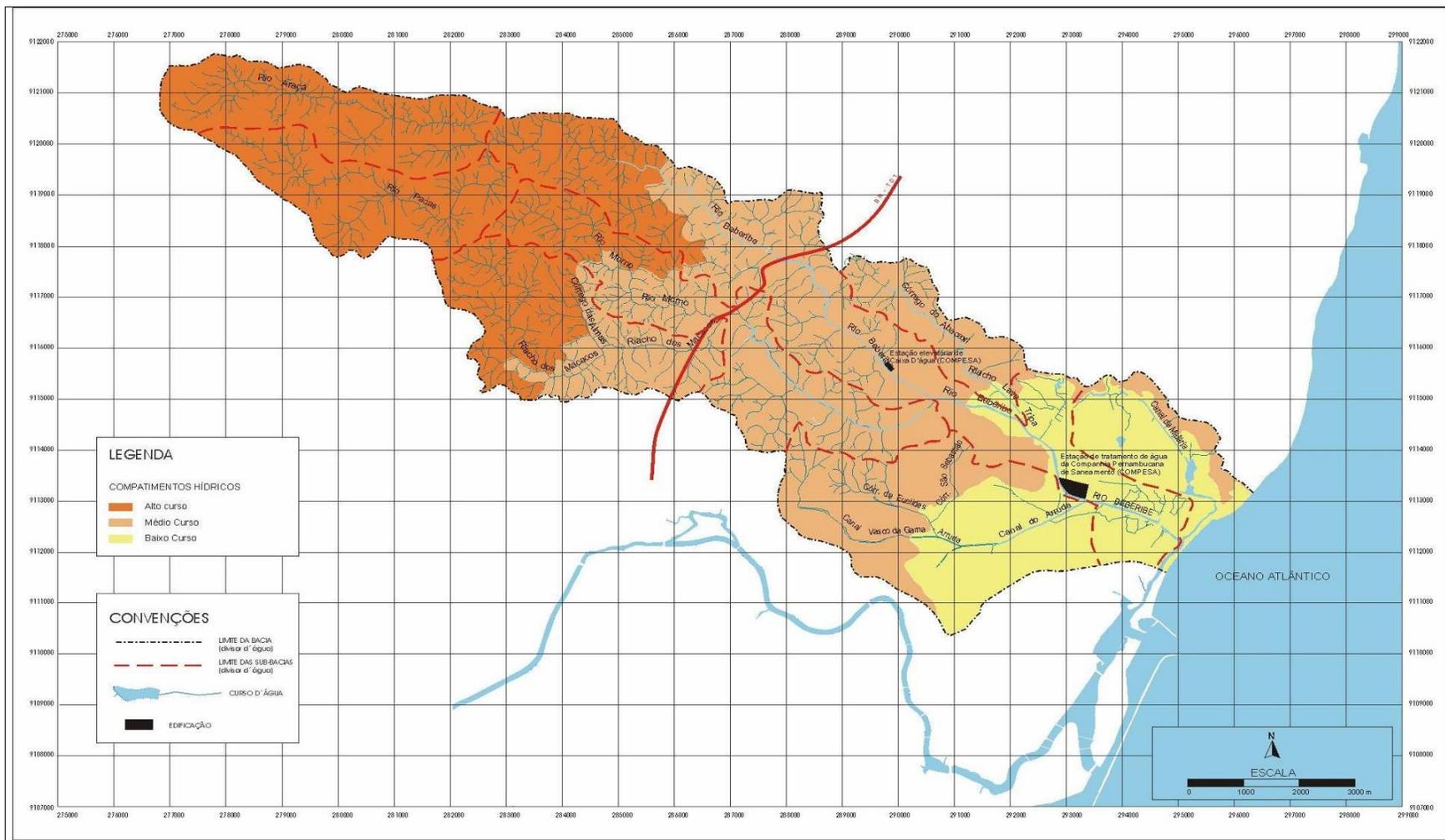


Figura 4.8 – Rede de Drenagem da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe (CAMPOS, 2003).

4.1.6 – Qualidade das Águas Superficiais

Na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe muitas atividade antrópicas são desenvolvidas e afetam diretamente a qualidade das suas águas superficiais, como: atividades industriais, atividades agrícolas, atividades urbanas, desmatamento ciliar, construção e manutenção de rodovias, e presença de lixões.

O antigo lixão, agora aterro controlado, existente na bacia do rio Beberibe está localizado em Aguazinha, na Perimental II, e encontra-se a jusante da E. E. de Caixa d'água.

Na CPRH (Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) das 77 indústrias cadastradas na bacia do rio Beberibe, 7 indústrias consideradas como potencialmente poluidoras.

Também de acordo com a CPRH, entre as atividades industriais desenvolvidas na bacia encontram-se ramos de produtos alimentares, química, produtos farmacêuticos e veterinários, bebidas, papel e papelão, metalúrgica, e perfumes, sabões e velas.

A CPRH realiza todos os anos monitoramentos de qualidade de água nas diversas bacias do estado de Pernambuco. A Bacia Hidrográfica do rio Beberibe, por exemplo, desde o ano de 1986 possui dados dos resultados desses monitoramentos armazenados e disponíveis.

Em 2003 as cinco estações monitoradas pela CPRH na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe estão representadas na figura 4.9.

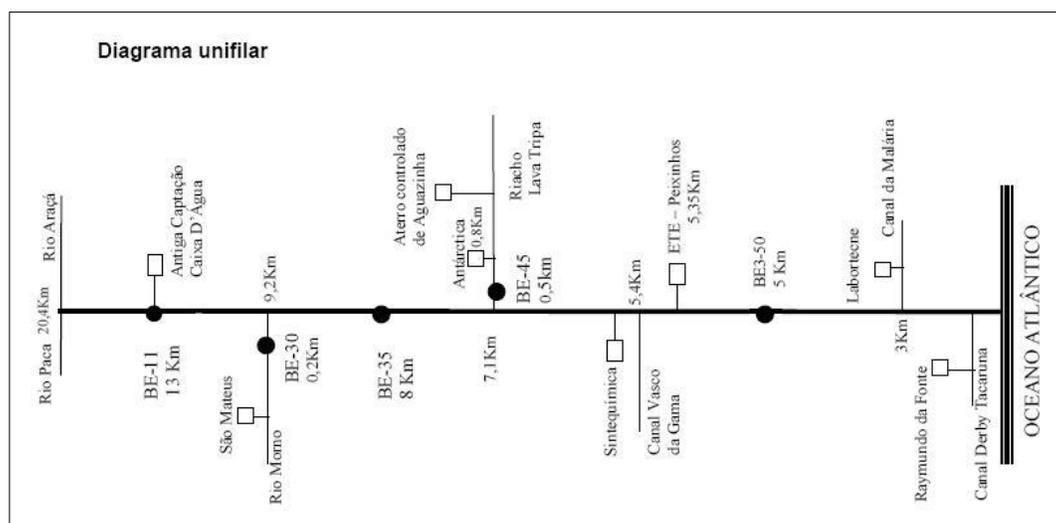


Figura 4.9 – Estações de amostragem da rede de monitoramento da CPRH na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no ano de 2003.

Nota-se que três estações estão localizadas no rio Beberibe (BE-11, BE-35 e BE-50), uma está localizada no rio Morno (BE-30) e uma no riacho Lava Tripa (BE-45).

A estação BE-11, antiga captação da COMPESA em Caixa d'água, é a estação de grande interesse para esta pesquisa, onde o módulo experimental do projeto piloto de Filtração em Margem está inserido.

Todas as estações de amostragem foram monitoradas com freqüência de coleta bimensal, para o conjunto básico (Temperatura, pH, OD, DBO, Cond. Elétrica, Cloreto, Fósforo e Salinidade) e quadrimensal, para Coliforme Fecal.

A tabela 4.2 mostra os parâmetros monitorados na bacia hidrográfica do rio Beberibe para o ano de 2003, para estação BE-11.

Tabela 4.2 – Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem BE-11 para o ano de 2003.

Parâmetro	Unid.	Data e Hora das Coletas							
		05/02 10:10	03/04 10:35	06/06 10:35	14/08 10:10	02/10 10:15	02/12 09:50		
Aspecto da água	-	T	T	T	T	T	T	T	T
Materiais Flutuantes	-	P	A	P	P	A	A	A	A
Óleos e Graxas	-	A	A	A	A	A	A	A	A
Vegetação	-	VI	VE	VE	VE	VE	VE	VE	VE
Condições do Tempo	-	ENS	ENS	ENS	ENS	ENS	ENS	ENS	ENS
Poluição por esgoto	-	P	P	P	P	P	P	A	A
Resíduo sólido	-	P	A	P	P	A	A	A	A
Temperatura	°C	27	28	26	25	25	25	25	25
pH	-	6,2	6,3	6,6	6,7	6,3	6,3	5,6	5,6
OD	mg/l	1,6	1,0	3,0	0,6	7,4	8,0	8,0	8,0
DBO	mg/l	8,4	11,4	4,4	4,5	2,0	3,2	3,2	3,2
Cond. Elet.	us/cm	272	279	281	207	64	61	61	61
Cloreto	mg/l	29	34	33	28	13	12	12	12
Fósforo	mg/l	0,60	0,79	0,59	0,39	ND	ND	ND	ND
Coli. Fecal	NMP/ 100ml					160000			200
Salinidade	o / oo	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Classe	-	2	2	2	2	2	2	2	2

T=Turvo, A=Ausente, P=Presente, VE=Esparsa, VI=Intensa, ENS=Ensolarado, ND= Não detectável.

Percebe-se na tabela acima que a água apresenta aspecto turvo para quase todas as amostras, com matérias flutuantes em vários monitoramentos, além disso, a área recebe muitos efluentes de esgoto.

Para o ano de 2008 as estações monitoradas pela CPRH, para a Bacia do rio Beberibe, sofreram algumas alterações. Onde as cinco estações de amostragem compreendem, BE-01, BE-09, BE-30, BE-45 e BE 50 (Figura 4.10).

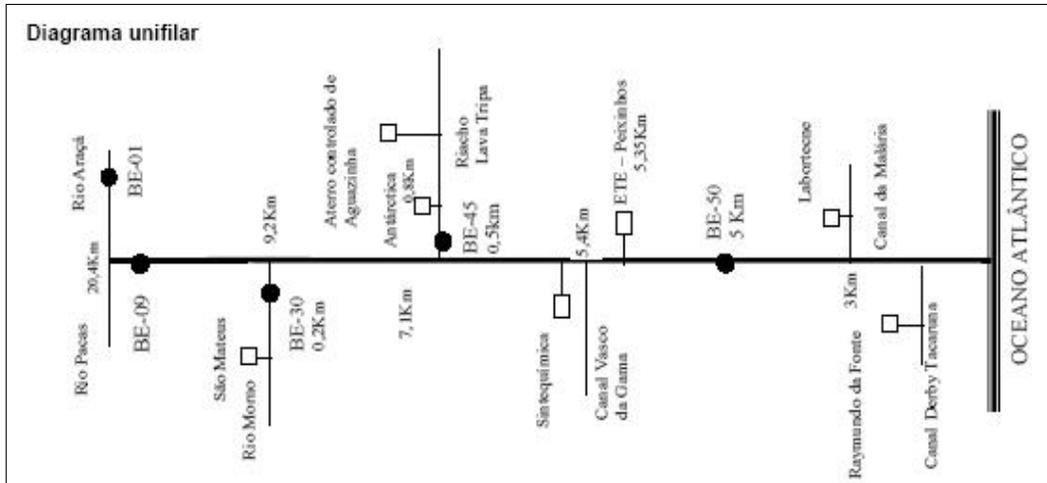


Figura 4.10 – Estações de amostragem da rede de monitoramento da CPRH na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no ano de 2008.

Nota-se que as estações BE-11 a BE-35 (Figura 4.9) deixaram de fazer parte do monitoramento na Bacia do rio Beberibe, onde as estações BE-01 a BE-09 foram incorporadas ao monitoramento.

Observa-se que a estação BE-11, no módulo experimental da pesquisa, não foi monitorada neste ano, sendo a estação BE-09 monitorada, atual área de captação da COMPESA, localizada a montante da área de estudo do módulo experimental, Olinda-PE. A tabela 4.3 mostra os parâmetros observados para essa estação BE-09 no ano de 2008.

Tabela 4.3 - Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem BE-09 para o ano de 2008.

Parâmetro	Unid.	Data e Hora das Coletas									
		12/02 10:00	09/04 09:45	11/06 11:45	13/08 09:30	09/10 11:30	02/12 10:32				
Temperatura	°C	25	25	25	0	27	28				
pH	-	5,3	5,3	5,1	4,9	5,7	5,2				
OD	mg/L	7,2	6,0	7,1	7,0	6,7	6,4				
DBO	mg/L	1,0	1,6	4,9	0,9	1,2	4,8				
Turbidez	UNT	2,0	8,5	6,5	6,5	2,5	3,5				
Condutividade Elétrica	µs/cm	58,5	60,0	27,4	60,4	60,9	61,9				
Amônia	mg/L	0,22	0,32	0,31	0,32	0,24					
Fósforo	mg/L	0,01	0,03	ND	0,02	0,02	ND				
Sólidos totais	mg/L	52	54	50	49	49	51				
Daphnia	FD ₅	1	1	1	1	1	1				
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	<200	<200	700	<200	8000	<200				
Salinidade	o / oo	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1				
Classe na CONAMA 357/05											
Classe	-	2	2	2	2	2	2				
Índices e Indicadores de qualidade											
OD saturação	%	87	73	86		84	82				
Qualidade	-	NC	NC	PC	NC	P	PC				
IQA	-	BO(71)	BO(67)	BO(62)	-	BO(61)	-				
IET rio	-	UO(46)	OL(52)	UO(46)	OL(49)	OL(49)	UO(45)				
Ecotoxicidade	-	NT	NT	NT	NT	NT	NT				
Risco de salinidade	-	B	B	B	B	B	B				
Pluviometria em Olinda (199) - Fonte ITEP - LAMEPE											
Total mensal	mm	51	35	254	156	353	393	308	262		
Média histórica	mm	---	---	192	234	276	295	289	160	---	---

ND – não detectável; Limite de detecção (mg/L): Amônia: 0,12, Nitrito:0,05, Nitrato: 0,05. Período chuvoso em negrito. Fonte: PERH

Ávaliação de qualidade: NC= não comprometida, PC= pouco comprometida, MC= moderadamente comprometida, P= poluída e MP= muito poluída. IQA: OT= ótima, BO= boa, AC= aceitável, RU= ruim e PE= péssima. Ecotoxicidade: NT= não tóxico e T= tóxico. IET rio: UO=Ultraoligotrófico, OL=Oligotrófico, ME=Mesotrófico, EU=Eutrófico, SE=Supereutrófico e HE=Hipereutrófico. Risco de Salinização para o Solo irrigado: Baixo (<750µS/cm), Médio (<750 a 1.500µS/cm), Alto (>1.500 a 3.000µS/cm), Muito Alto (>3.000µS/cm).

Ainda em relação ao monitoramento CPRH no anos de 2008, feito na Bacia do Beberibe avaliou-se a qualidade da água em zona de habitacional rarefeita com duas estações da amostragem (BE-01, BE-09), na bacia hidrográfica do rio Beberibe; e zona habitacional densa com três estações de amostragem (BE-30, BE-45 e BE-50).

A partir dos resultados desse monitoramento, observa-se o comprometimento da qualidade da água na zona de habitação densa, devido ao lançamento de esgoto de origem doméstica, apresentando valores de oxigênio dissolvido (OD) abaixo do limite para as águas doces, segundo a Resolução do CONAMA 357/05 onde o nível de OD deve ser \geq a 2mg/L. Condições de anoxia onde o OD é igual a zero, tiveram diversas ocorrências, bem como foram encontrados outros valores em desconformidade de DBO, fósforo total, amônia e coliformes termotolerantes.

Com relação ao índice do estado trófico, na nascente observa-se como situação mais freqüente o estado mesotrófico, enquanto que na zona de habitação densa a condição hipereutrófico foi constante. Observaram-se também níveis de

ecotoxicidade no mês de outubro, no rio Morno e no rio Beberibe, indicando contaminação por agente químico.

A seguinte tabela 4.4 mostra os resultados do monitoramento de qualidade das águas na estação BE-09, para o ano de 2009.

Tabela 4.4 - Parâmetros monitorados pela CPRH na estação de amostragem BE-09 para o ano de 2009.

Parâmetro	Unid.	Data e Hora das Coletas											
		12/02			11/06			19/08			03/12		
Temperatura	°C		25				25			24			24
pH	-		5,6				5,8			5,4			6,0
OD	mg/L		6,4				3,5			6,9			7,2
DBO	mg/L		1,1				2,8			0,7			1,3
Turbidez	UNT		40				25			10			4,0
Condutividade Elétrica	µs/cm		64,6				61,3			59,6			62,4
Amônia	mg/L						0,24			0,34			0,34
Fósforo	mg/L		0,09				0,02			0,02			0,03
Sólidos totais	mg/L		83,2				51,6			53,8			51,4
Daphnia	FD ₀		1				1			1			1
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml		2300				<200			400			<200
Salinidade	o / oo		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1
Classe na CONAMA 357/05													
Classe	-		2				2			2			2
Índices e Indicadores de qualidade													
OD saturação	%		77				42			82			86
Qualidade	-		MC				PC			PC			NC
IQA	-						BO(59)			BO(68)			BO(75)
IET rio	-		ME(57)				OL(49)			OL(49)			OL(52)
Ecotoxicidade	-		NT				NT			NT			NT
Risco de salinidade	-		B				B			B			B
Pluviometria em Recife (Santo Amaro) - Fonte ITEP - LAMEPE													
Total mensal	mm	102	246	175	281	310	190	384	194	66	2	54	33
Média histórica	mm	99	144	233	291	316	352	351	186	118	63	33	68
L=Lípido, T=Turvo, A=Ausente, P=Presente, VE=Esparsa, VI=Intensa, ENS=Ensolado, ENC=Encoberto													
Avaliação de qualidade: NC=não comprometida, PC=pouco comprometida, MC=moderadamente comprometida, P= poluída e MP= muito poluída													
IQA: OT= ótima, BO= boa, AC= aceitável, RU= ruim e PE= péssima													
IET: UO= ultraoligotrófico, OL= oligotrófico, ME= mesotrófico, EU= eutrófico, SE= supereutrófico e HE= hipereutrófico													
Ecotoxicidade: NT=não tóxica, T=tóxica													
Risco de salinidade do solo: B=baixo, M=médio, A=alto, MA=muito alto													
Período chuvoso em negrito. Fonte: PERH													

O monitoramento CPRH no ano de 2009, para o rio Beberibe, as zonas habitacionais rarefeitas apresentaram qualidade de água superior as zonas habitacionais densas.

Observando as tabelas 4.3 e 4.4 referentes ao monitoramento CPRH de 2008 e 2009, na estação de amostragem BE-09 percebe-se que os resultados dos parâmetros de qualidade observados se apresentam de maneira similar

4.1.7 – Uso e Ocupação do Solo

A área da Bacia Hidrográfica do Rio Beberibe possui aproximadamente uma população total de 590 mil habitantes, distribuídos ao longo de seu território, sendo uma área predominantemente urbana e de alta densidade demográfica, com cerca de 7.300 hab/km² (CONDEPE/FIDEM, 2009).

Esta ocupação registra a maior concentração de assentamentos de baixa renda da Região Metropolitana do Recife, com 67% de seus domicílios situados em assentamentos espontâneos, espalhada em áreas de risco, morros e alagados que, por sua vez, apresenta os menores índices de atendimento em infra-estrutura, além de uma integração urbana restrita, fruto de uma baixa acessibilidade viária (CONDEPE/FIDEM, 2009).

O rio Beberibe era famoso pela qualidade de suas águas, cabendo a ele uma boa parte do abastecimento da região do entorno dos municípios de Recife e Olinda. Por suas características e, principalmente, por sua localização geográfica, em pleno centro da Região Metropolitana do Recife, foco de um intenso processo de urbanização, a bacia do rio Beberibe passou a reunir as mais diversas manifestações de degradação, resultantes, em grande parte, do caráter agressivo e não planejado, ao longo da história do processo de ocupação do solo (CONDEPE/FIDEM, 2009).

Esse estilo de urbanização está diretamente relacionado ao crescente número de graves problemas sociais e ambientais da bacia, sejam pelos elevados índices de doenças endêmicas e infecto-contagiosas, sejam pelos deslizamentos de encostas e das inundações, fenômenos naturais, que se tornam riscos na medida em que o homem utiliza o ambiente de forma negligente ou ignorante (Cerri, 1993 apud CAMPOS, 2003).

CAMPOS (2003) reuniu detalhamentos da configuração da expansão urbana da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe, ordenado em períodos cronológicos de 1930 até os dias atuais, para se obter noção real da conjuntura da ocupação. As análises procedidas mostram significativas transformações nas unidades naturais da bacia, principalmente, na cobertura vegetal e nos aspectos hidrográficos em ambos os trechos do rio Beberibe. Tais mudanças foram provocadas por um movimento de urbanização que se acelerou nas últimas décadas do século passado, notadamente, na porção leste da rodovia BR-101, nas áreas de morros e da planície flúvio-marinha.

Nota-se que na maior parte de sua história, a bacia do Beberibe foi pouco administrada, considerada como uma periferia longínqua e de pouco potencial pelos poderes municipais (CAMPOS, 2003).

Os problemas sócio-ambientais na bacia do Beberibe se agravaram com a explosão urbana iniciada na segunda metade do século XX. A partir dos anos 30 observou-se um período comercial e industrial mais ativo no Recife, o que provocou um grande crescimento da cidade, bem como a expansão de seus municípios vizinhos (CAMPOS, 2003).

Com ocupação desenfreada em encostas de morros na bacia, surgiram ameaças constantes de escorregamentos nos períodos de maior quantidade de chuvas que passaram a atormentar as populações residentes nestas áreas. Adicionalmente, moradores de áreas de planície, notadamente, os que ocupam os leitos dos rios por possuírem baixa renda ou pela falta de planejamento do uso do solo, também estão sujeitos aos efeitos das enchentes naturais.

As figuras 4.11 e 4.12 mostram a ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe na década de 70 e no ano 2000, respectivamente. Percebem-se alterações de uso do solo desde o início da bacia até seu exutório.

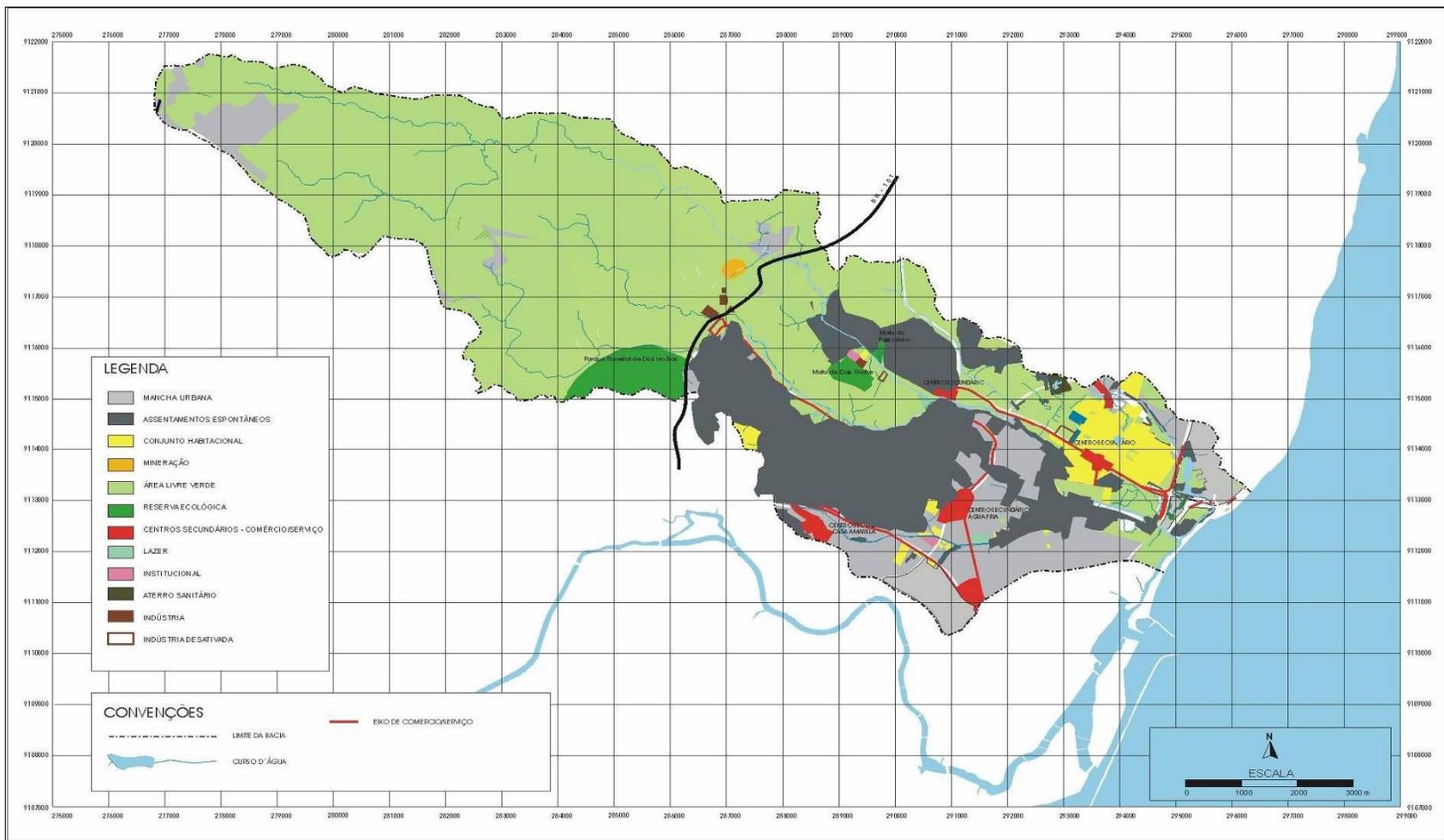


Figura 4.11 – Ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe na década de 70 do século passado (CAMPOS, 2003).

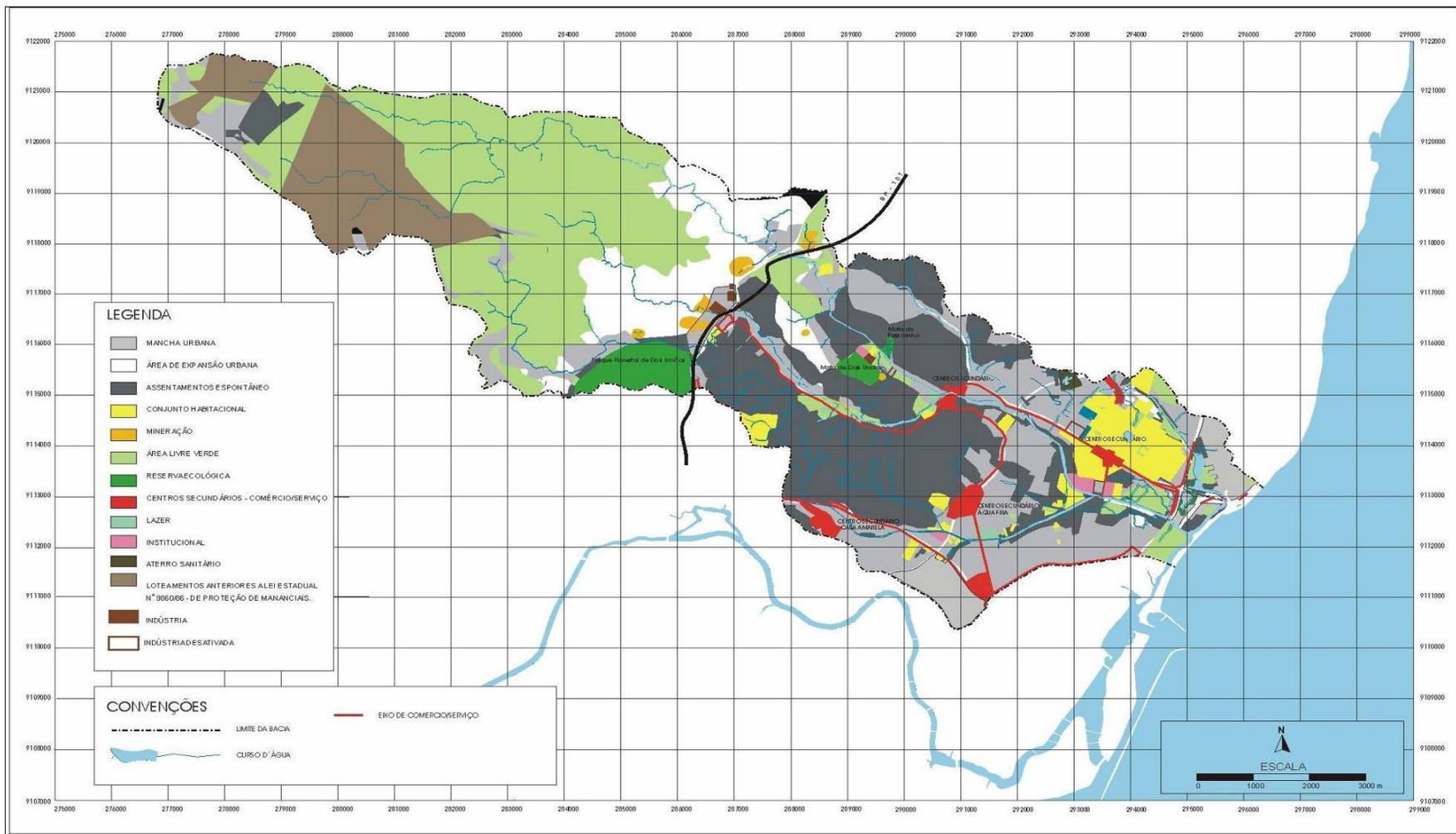


Figura 4.12 – Ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no ano de 2000 (CAMPOS, 2003).

O trecho baixo do rio Beberibe, entre as décadas de 80 e 90, foi alvo de aterros e destruição de manguezais pelas construções promovidas por famílias de baixa renda, e com a instalação de complexos modernos de lazer e de comércio como o Centro de Convenções de Pernambuco, o *Play-Center*, atual Parque de Diversões Mirabilândia, o Shopping Center Tacaruna e o Parque Memorial Arcoverde, todas estas obras dotadas no Complexo de Salgadinho.

Quanto ao trecho médio do rio Beberibe, o vale era mais aberto, com algumas várzeas onde o rio descreve meandros em busca de seu perfil de equilíbrio. As fotos aéreas (Figuras 4.13 e 4.14) concedidas pela FIDEM (1975) mostram que o rio Beberibe, na sua porção média, apresentava alguns meandros desde a BR-101 até o encontro com o rio Morno. Entretanto, já as fotos aéreas da FIDEM no ano de 1997 revelam intervenções de obras engenharia através de retificação e revestimento realizados de forma parcial enquanto ocorria a ocupação urbana formal e informal das planícies de inundação.

Estas obras de retificação foram elaboradas na década de 70 pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento – DNOS e vai desde a Estação Elevatória de Caixa D'água, área de pesquisa do presente trabalho, até o encontro com o rio Morno (Figura 4.13). Tais intervenções objetivavam controlar as enchentes na bacia que, na ocasião, ocorriam com grande frequência.

A partir de 1970, os assentamentos urbanos sobre o médio Beberibe eram concentrados nas proximidades do centro comercial do bairro do Beberibe, observando-se ainda ocupação mais rarefeita nas localidades de Caixa D'Água e Dois Unidos, em territórios de Olinda e Recife, respectivamente. No entanto, comparando fotos aéreas da FIDEM nos anos de 1975 e 1997, mostra que a partir de 1997 a paisagem sofreu grandes transformações, com expansões urbanas principalmente na direção norte, na localidade de Passarinho, no município de Olinda, precisamente na Estrada de Passarinho, Bairro de Caixa d'água, na localidade da área experimental de estudo (Figura 4.14).

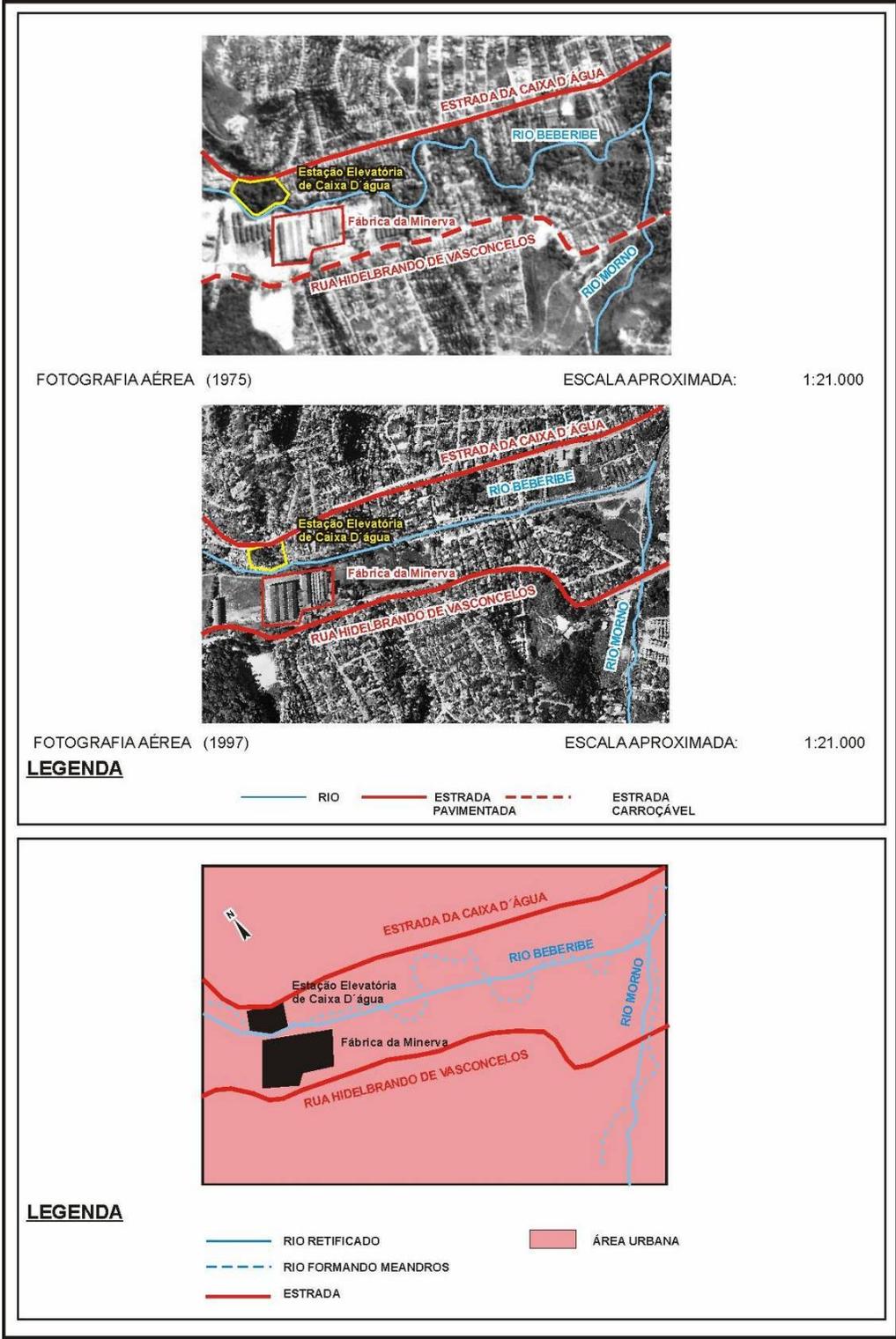


Figura 4.13 – Aerofotografias do trecho médio do rio Beberibe na Estação Elevatória de Caixa d’água e encontro com o rio Morno. Na década de 70 percebe-se a forma de meandros no rio. Por outro lado, no ano de 1997 o rio encontra-se retificado e parcialmente revestido com intuito de controlar enchentes (FIDEM apud CAMPOS, 2003).

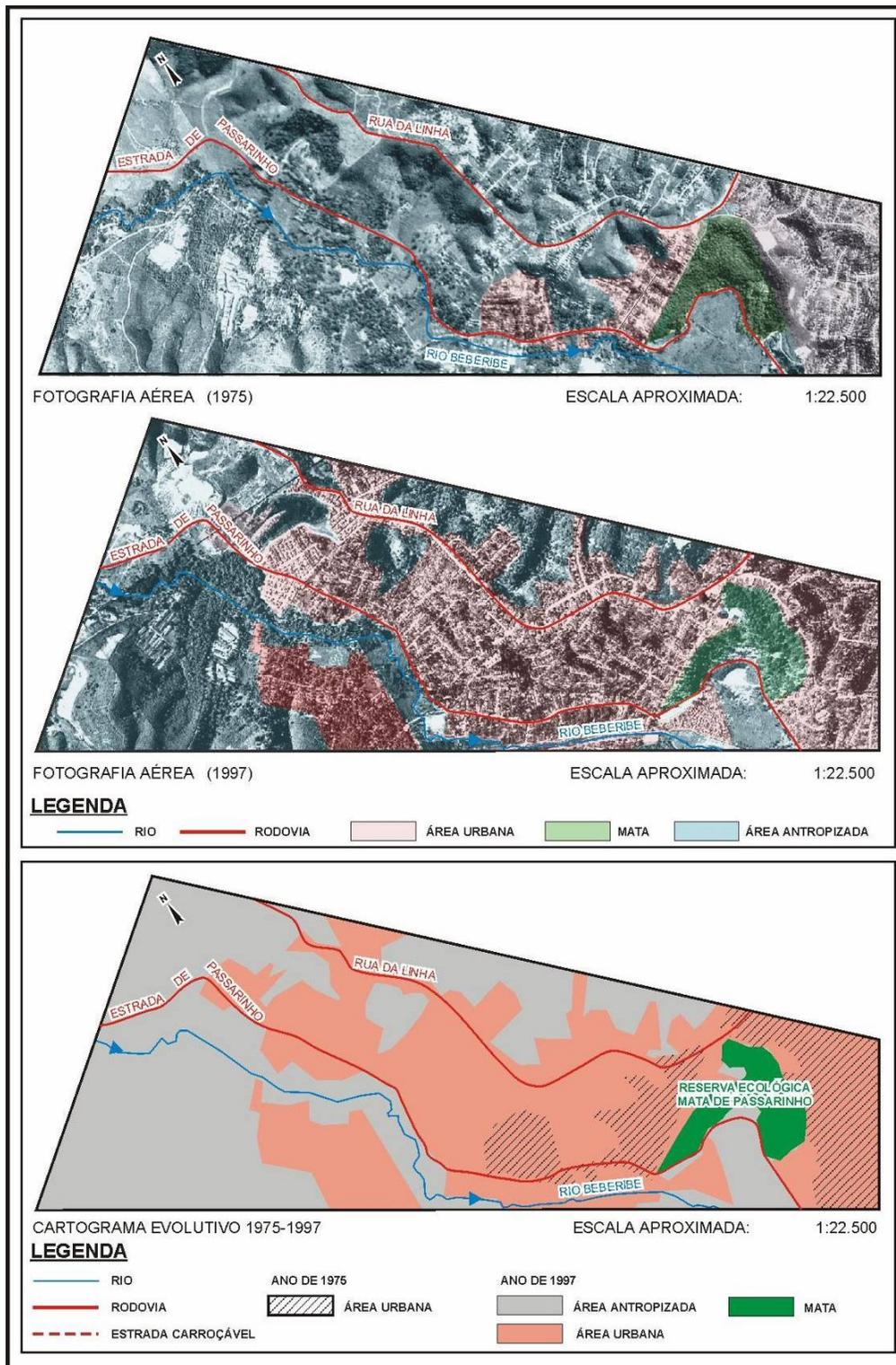


Figura 4.14 - Aerofotografias do vale médio do rio Beberibe mostrando o avanço da frente de ocupação urbana na localidade de Passarinho, e na Unidade de Conservação de Passarinho, ambas localizadas no município de Olinda (FIDEM apud CAMPOS, 2003).

Diante do exposto acima, percebe-se que o modelo de ocupação desordenada na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe gerou intensa degradação do ambiente físico-natural. Obras de engenharia não estruturadas desestabilizaram os sistemas naturais de drenagem; ocupações em áreas de risco como morros e encostas, provocando, de forma generalizada, uma baixa qualidade do habitat, reduzindo, também, as oportunidades dos moradores de alcançarem uma melhor qualidade de vida; além disso, a falta de planejamento fez a bacia do rio Beberibe na maior parte da sua história, sofrer conseqüências de atitudes impensadas e negligentes.

4.1.8 – Ações Políticas na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe

A Bacia Hidrográfica do rio Beberibe no decorrer do seu processo histórico de gestão foi alvo de vários projetos visando melhorias nos aspectos sociais, econômicos e ambientais. Recentemente o PROMETRÓPOLE (Programa de Infra-Estrutura em Áreas de Baixa Renda da Região Metropolitana do Recife – RMR) e o PAC (Programa de Aceleração do Crescimento) do governo Federal objetivam programar obras que venham a contribuir de maneira significativa condições habitacionais e ambientais da bacia.

O PROMETRÓPOLE é um Programa do Governo do Estado de Pernambuco, executado pela Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas - CONDEPE/FIDEM, em cooperação com a Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA e com diversas entidades da administração direta e indireta das Prefeituras de Recife e de Olinda.

Tem como foco principal de atuação as áreas onde estão concentradas as comunidades pobres da Região Metropolitana do Recife, inseridas na área da Bacia do Beberibe, o programa visa promover a melhoria das condições habitacionais e de desenvolvimento comunitário dessas comunidades, contribuindo para a redução da pobreza e para a melhoria da qualidade ambiental da RMR. O Programa prevê implementação de ações integradas de infra-estrutura urbana (água, esgoto, resíduos sólidos, drenagem, sistema viário, equipamentos sociais e de lazer, entre outros), na ampliação e melhoria dos serviços públicos prestados e na ampliação dos mecanismos de regularização fundiária.

A ação do PAC na bacia do rio Beberibe, assim como o PROMETRÓPOLE inclui obras de urbanização e habitação popular sob responsabilidade da Secretaria Estadual das Cidades, por intermédio da Companhia Estadual de Habitação e obras (CEHAB). Serviços de urbanização integrados estão sendo realizados como,

construção de áreas de lazer, postos de saúde, centros comunitários, além de reassentamento de famílias e construção de unidades habitacionais.

O PAC visa contemplar principalmente regiões mais próximas do rio Beberibe, com construção de novas habitações, melhorias no sistema viário, sistema de drenagem urbana, execução de trabalhos sociais e de educação ambiental.

A figura 4.15 abaixo apresenta as áreas prioritárias de atuação tanto do PROMETRÓPOLE como do PAC na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe.

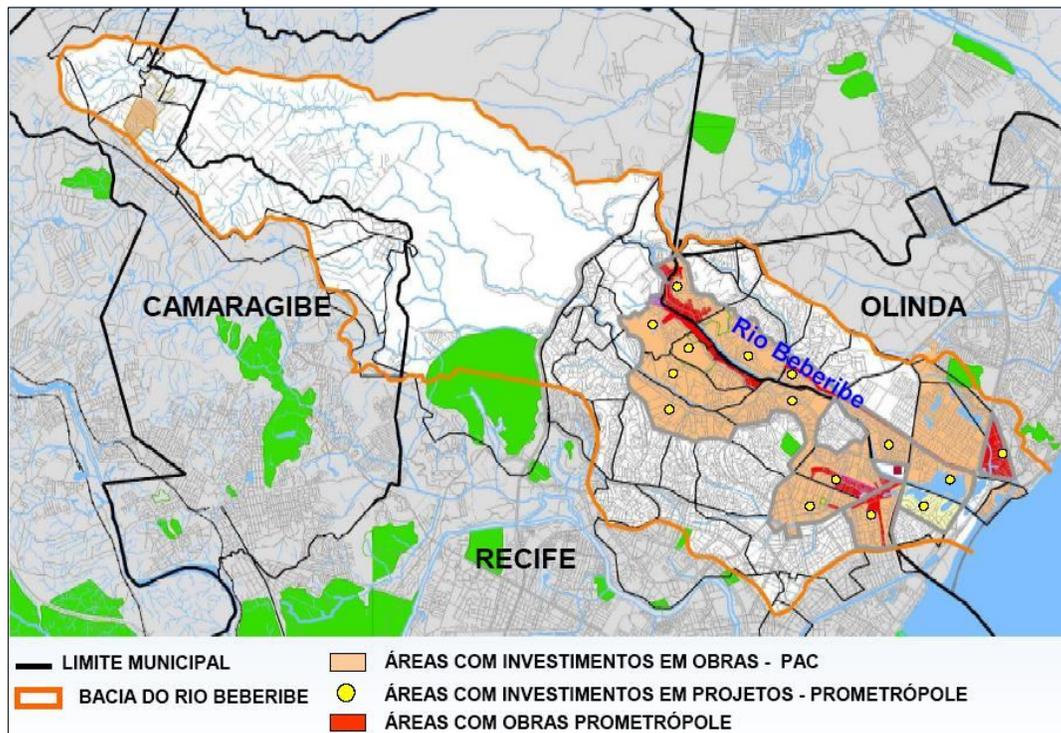


Figura 4.15 – Áreas de investimento em obras do PAC e PROMETRÓPOLE na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe (Governo de Pernambuco – Secretaria de Planejamento e Gestão, 2008).

4.2 – ESTAÇÃO EXPERIMENTAL

4.2.1 – Estação Elevatória de Caixa d'água

O projeto piloto de Filtração em Margem é desenvolvido nas margens do rio Beberibe, no terreno da Estação Elevatória de Caixa d'Água (Figura 4.16), propriedade da COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento).



Figura 4.16 – Visualização da E. E. de Caixa d'Água, Olinda – PE.

A E. E. de Caixa d'Água está localizada no Bairro de Caixa d'água no município de Olinda. Nesta área ainda existem dois fragmentos de Mata Atlântica que são Unidades de Conservação, as Reservas Ecológicas de Passarinho e Dois Unidos, que são visualizadas na Figura 4.17.

As Matas de Passarinho e Dois Unidos encontram-se em cotas mais elevadas, aproximadamente 60 metros, e o vale do rio Beberibe com cotas de aproximadamente 10 metros. Vale salientar que estas duas áreas verdes, possivelmente, funcionam como áreas de recargas para os lençóis freáticos da região.

Percebe-se também alto grau de urbanização no entorno da E. E. de Caixa d'Água com ocupações inapropriadas em áreas de morro e junto às margens do rio Beberibe.



Figura 4.17 – Imagem de Satélite, com localização da área de estudo, E. E. de Caixa d'água, Olinda-PE, e visualização das Reservas Ecológicas de Passarinho e Dois Unidos (Paiva, 2009).

A E. E. de Caixa d' água bombeia água, advinda de poços profundos e de água superficial do rio Beberibe captada mais a montante da sua área, para duas Estações de Tratamento de Água (ETA), Alto do Céu e Caixa d'Água.

A E. E. de Caixa d' água foi escolhida para o desenvolvimento da pesquisa de Filtração em Margem no rio Beberibe por apresentar pontos positivos quanto à execução da mesma, por exemplo, o fato de o terreno ser de propriedade da COMPESA, incentivadora da pesquisa; segurança dos equipamentos instalados e realização dos trabalhos de campo; assim como fácil acesso ao rio Beberibe; formação sedimentar da área propícia à utilização de FM; além da possibilidade de incorporação da água advinda da FM ao próprio sistema de bombeamento da COMPESA.

4.2.2 – Implantação do Projeto Piloto de Filtração em Margem

Para implantação do sistema de Filtração em Margem na área em escala piloto buscou-se primeiramente informações técnicas existentes como, dados geológicos,

meteorológicos, hidrológicos, alguns já mencionados na caracterização da área de estudo.

Posteriormente, buscou-se informações geológicas locais mais detalhadas, para tanto, foram realizados furos de sondagem à percussão, através de ensaios SPT (Figura 4.18) no solo da E. E. de Caixa d'água, em outubro de 2007.



Figura 4.18 – Foto dos furos de Sondagem, método de percussão, ensaio SPT (Paiva, 2009).

Foram feitos 6 furos de sondagens visualizados na Figura 4.18 (SP1, SP2, SP3, SP4, SP5 E SP6) com 20 m de profundidade e com diâmetro de 4 polegadas cada, sendo um dos furos no leito do rio Beberibe (SP6) com 10 metros de profundidade. Os furos foram dispostos, na área de estudo, com o intuito de caracterizar de forma geral a geologia local, tanto transversal como longitudinalmente ao rio Beberibe (Figura 4.19).

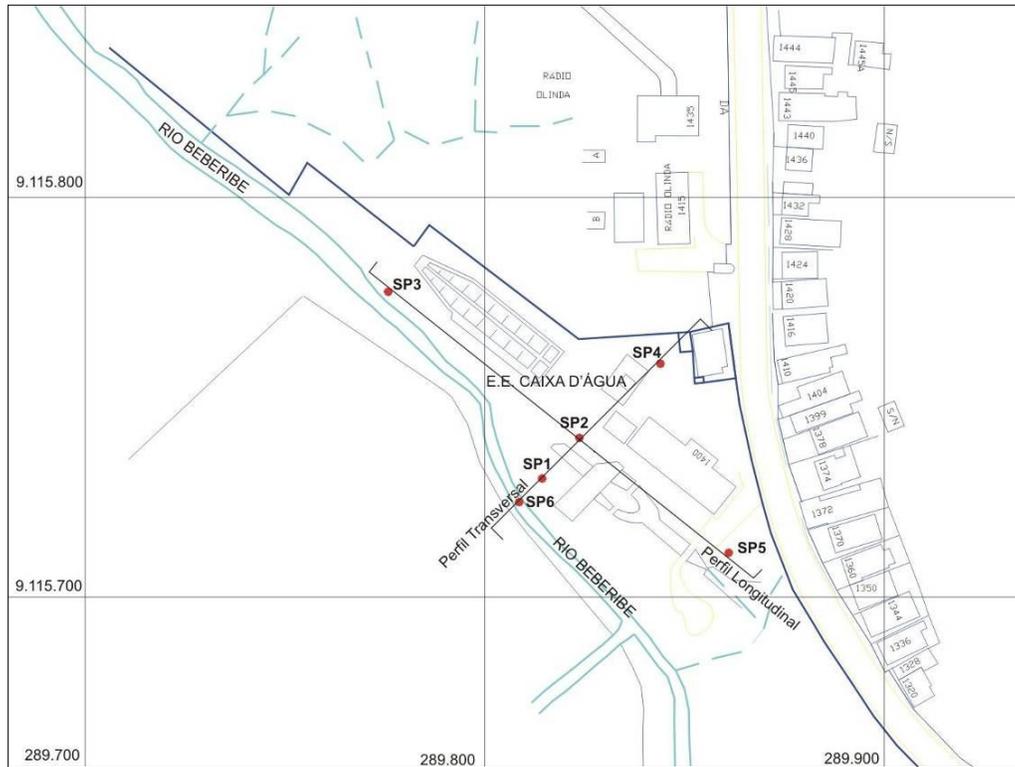


Figura 4.19 – Localização dos furos de sondagem na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009).

Para elaboração dos perfis de sondagem amostras de solo dos furos foram retiradas a cada metro para posterior análise. Com as informações obtidas a partir dos perfis de sondagem foram geradas duas seções litológicas, uma transversal e outra paralela ao rio Beberibe.

Para elaboração da seção litológica transversal (Figura 4.20) ao rio Beberibe foram utilizadas as informações dos furos de sondagens SP4, SP2, SP1 e SP6 este último no leito do rio. De maneira geral, percebe-se que a seção tem início com material fino, compreendendo uma camada de silte-argiloso, depois uma camada de material argilo-siltoso. A parte central é compreendida de material granular mais grosso de areia-grossa e areia. Observa-se também uma faixa de turfa no leito do rio.

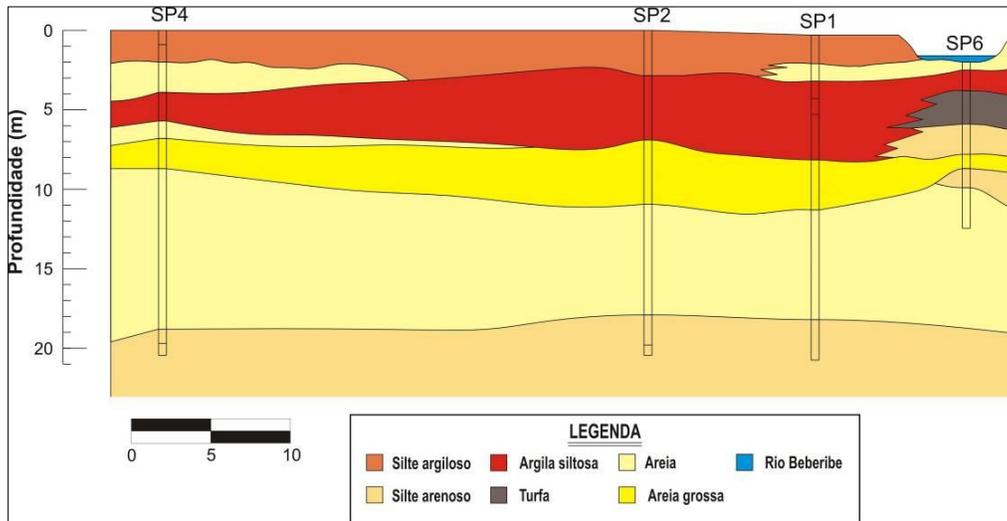


Figura 4.20 – Perfil Litológico Transversal ao rio Beberibe na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009).

As informações dos furos SP5, SP2 e SP3 foram utilizados para caracterização da seção litológica paralela (Figura 4.21) ao rio Beberibe, que de forma geral apresenta-se similar a composição da seção transversal, ocorrendo alternância de material granular argiloso e arenoso.

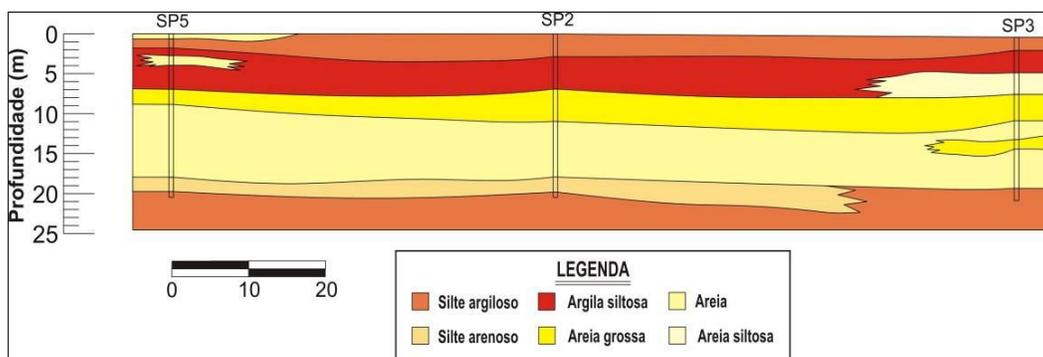


Figura 4.21 - Perfil Litológico Paralelo ao rio Beberibe na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009).

Vale salientar, que logo após a conclusão dos furos de sondagem, os mesmos foram aproveitados como poços de observação. Para cada furo de sondagem foi colocado tubo de PVC de 1 polegada com profundidade de 20 m, com o trecho de filtro iniciado a partir de 8 m, com ranhuras feitas a cada 10 cm ao longo de 10 m. Na parte superior do piezômetro foi colocada uma extremidade acima do solo protegida com tubo de aço de 1,20 m.

Posteriormente, em junho do ano de 2009, já com o poço de produção operante, foram feitos dois novos furos de sondagem (SP7 e SP8), os mesmos foram incorporados à bateria de poços de observação já existentes, possuindo a mesma configuração dos anteriores, porém com profundidades de 8 metros cada (Figura 4.22).

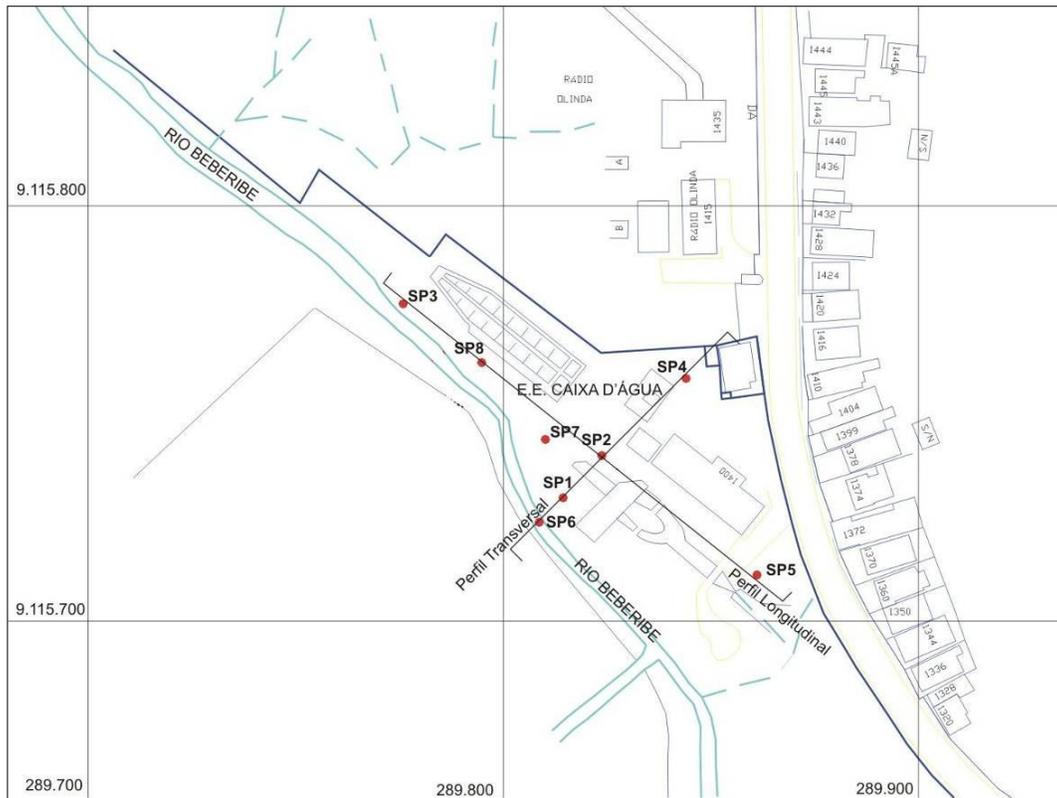


Figura 4.22 – Localização dos piezômetros e dos novos piezômetros (SP7 e SP8) na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE

4.2.3 – Poço de Produção

A partir dos resultados dos perfis litológicos na área experimental o poço de produção foi construído. O poço de produção (Figura 4.23) está localizado próximo ao furo de sondagem SP2, praticamente no centro da E. E. de Caixa d'água (Figura 4.24). A distância do poço de produção para o rio Beberibe é de aproximadamente 65 metros na direção do fluxo subterrâneo.



Figura 4.23 – Foto do poço de produção, na E. E. da Caixa d'água.

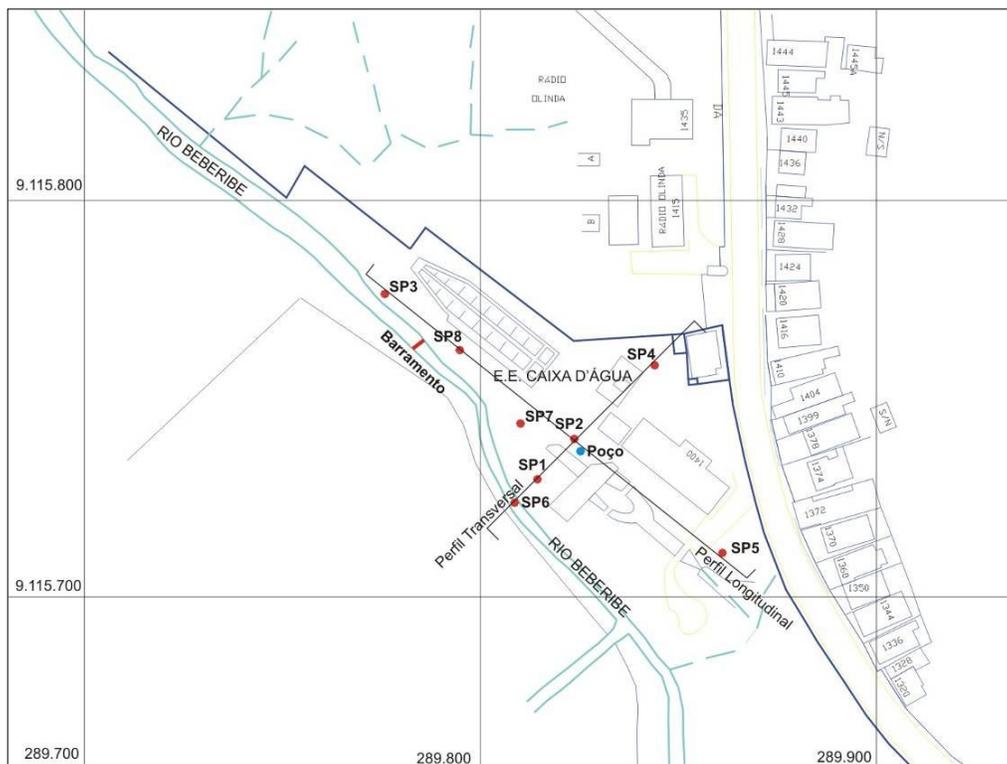


Figura 4.24 – Localização do Poço de Produção na E. E. de Caixa d' água, Olinda – PE (Paiva, 2009).

O poço de produção tem 15 m de profundidade, diâmetro de 6 polegadas, com a camada de filtro entre 7 e 13 m, tendo uma vazão média de 12,6 m³/h. Destaca-se que o poço de produção opera com regime de 24 horas de bombeamento sem interrupção.

4.3 – METODOLOGIA

Para o estudo da Filtração em Margem no rio Beberibe em escala piloto, no módulo experimental, Olinda-PE, no terreno da E. E. de Caixa d'água, propriedade da COMPESA, foi montada uma estrutura física de 7 poços de observação e 1 poço de produção. Esta estrutura física montada foi fundamental para execução dos monitoramentos quantitativos e qualitativos para avaliar o emprego da utilização de Filtração em Margem no tratamento de água do rio Beberibe.

Este monitoramento foi realizado durante 10 meses, desde março a dezembro de 2009, com o intuito de caracterizar o desempenho da Filtração em Margem no fornecimento de água em quantidade e qualidade satisfatórias, além de observar possíveis variações sazonais na utilização da técnica.

Monitoramentos quantitativos foram feitos através dos piezômetros dispostos ao longo da área de estudo, de maneira a caracterizar o fluxo subterrâneo, direcionamento, verificar alterações no nível do lençol freático de acordo com o bombeamento do poço de produção, assim como visualização do cone de rebaixamento ocasionado pelo poço de produção.

Além disso, foram monitorados níveis da lâmina d'água do rio Beberibe, para tanto, adotou-se um ponto fixo para tais medições

As vazões do poço de produção também foram monitoradas, sendo mensuradas pelo método volumétrico.

Monitoramento qualitativo, de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, foi realizado na intenção de avaliar a atenuação da poluição, com a instalação da Filtração em Margem, bem como analisar a eficiência de técnica no provimento de água em melhor qualidade.

4.3.1 – MONITORAMENTO

O monitoramento tanto quantitativo como qualitativo necessários para avaliar o desempenho da Filtração em Margem em escala piloto nas margens do rio Beberibe foi realizado semanalmente com o intuito de gerar uma boa base de dados ao longo dos meses monitorados, nas diferentes estações do ano, desde o início da operação do poço de produção em março de 2009.

4.3.1.1 – Piezometria

Antes de iniciar o monitoramento piezométrico foram realizados levantamentos do posicionamento dos poços de observação com uso de GPS geodésico, sendo feitas as medições das coordenadas UTM. Adicionalmente, estipulou-se um ponto de referência nas instalações da E. E. de Caixa d'água comum para todos os piezômetros, adotando-se como cota 0,00 m o piso da casa de bombas da Estação Elevatória de Caixa d'Água (Paiva, 2009).

Na tabela 4.4, apresenta-se os valores das cotas utilizadas de cada piezômetro com base na cota da boca do poço, para o seguimento do monitoramento piezométrico.

Tabela 4.5 – Cotas da boca de cada poço de observação para o monitoramento piezométrico (Paiva, 2009).

Poço de observação	Cota (m)
SP1	+ 0,803
SP2	+0,490
SP3	+0,842
SP4	+0,498
SP5	+0,450
SP7	+0,503
SP8	+0,999

O Monitoramento piezométrico foi feito através de medidor de nível analógico (Figura 4.25). As leituras dos níveis foram registradas em ficha de campo e posteriormente plotadas em planilha Excel para o cálculo dos níveis piezométricos.



Figura 4.25 – Medição dos níveis piezométricos, no módulo experimental, Olinda-PE.

4.3.1.2 – Monitoramento Qualitativo da água

Para avaliação da eficiência do tratamento natural da água que ocorre com o emprego da Filtração em Margem, amostras da água do rio Beberibe, assim como do poço de produção foram coletadas e encaminhadas para o laboratório para posterior análise. Foram feitos monitoramento de parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e quanto a presença de cianobactérias.

4.3.1.2.1 – Monitoramento Físico-químico

As análises dos parâmetros físico-químicos foram executadas pelo Laboratório AgroLab Análises Ambientais e tanto amostras da água do rio Beberibe e do poço de produção (Figura 4.26) foram coletadas para análise.



Figura 4.26 – Foto das amostras da água do rio Beberibe e água do poço de produção para análise físico-química.

Procurou-se analisar parâmetros chaves quanto à potabilidade para avaliação da qualidade da água advinda do poço de produção submetido à Filtração em Margem.

Os parâmetros físico-químicos 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 , demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), ferro total, manganês total, além dos metais pesados como, zinco total, cobre total e cromo total.

Todas as análises foram feitas de acordo com o Standard Methods - 21th edição de 2005 que inclui centenas de técnicas analíticas para determinação da qualidade de água. Esta referência global abrange todos os aspectos da água e técnicas de análise de águas residuais. Standard Methods é uma publicação conjunta da American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e da Water Environment Federation (WEF).

A seguir são descritos métodos de quantificação de acordo com Standard Methods, assim como, os equipamentos, com suas respectivas precisões, utilizados na mensuração dos parâmetros físico-químicos analisados.

O pH, das amostras de água do rio e poço, foi medido pelo método Eletrométrico SM 4500-H⁺ B, utilizou o peagâmetro Homis Mod. 108, com precisão de 0,01.

Utilizou-se o método Nefelométrico SM 2130 B, para medir os níveis de turbidez, com turbidímetro AP2000 – PoliControl, com precisão de 0,02 uT.

Para medir a condutividade elétrica do rio Beberibe e poço de produção, o método utilizado foi o SM instrumentação para laboratório, utilizou-se o condutivímetro Cole Parmer Mod. 1481-61, com a precisão de 0,1 $\mu\Omega$.

Para a amônia em NH_3 , o método de mensuração foi Titrimétrico, SM 4500- NO_3^- C, para o nitrito em N, utilizou-se o método Colorimétrico SM 4500- NO_2^- C e para o nitrato em N, o método de Redução de hidrazina, SM 4500 NO_3^- E, foi o empregado.

Para medir a alcalinidade total em CaCO_3 o método utilizado foi o de Titulação SM 2320 B, para a dureza total em CaCO_3 , empregou-se método Titrimétrico com EDTA, SM 2340 C.

A mensuração do ferro total foi através do método da Fenantrolina, SM 3500-Fe B, para o manganês o método do Persulfato, SM 3500-Mn B foi o utilizado.

Para o zinco total, cobre total e cromo total, os métodos Zincon, SM 3500-Zn B; Neocuproine, SM 3500-Cu B; e Colorimétrico, SM 3500-Cr B, foram os utilizados para quantificação dos mesmos respectivamente. Para ambos os elementos a leitura foi feita através da espectrofotometria UV visível.

O espectrofotômetro Smart Spectro-La Motte, com precisão de 0,01 ppm, foi utilizado para medir os parâmetros de amônia em NH_3 , nitrito em N e nitrato em N; além do manganês total; assim como, os metais pesados, zinco total, cobre total, cromo total (Figura 4.27).



Figura 4.27 – Foto do espectrofotômetro Smart Spectro-La Motte utilizado na mensuração de alguns parâmetros físico-químicos, na água do rio Beberibe e poço de produção.

A alcalinidade total em CaCO_3 e a dureza total em CaCO_3 foram medidas através da bureta automática graduada de 50 mL, com precisão de 0,1 mL (Figura 4.28).



Figura 4.28 – Foto da bureta automática graduada de 50 mL, para medição da alcalinidade total em CaCO_3 , na água do rio Beberibe e poço de produção.

4.3.1.2.2 – Monitoramento Bacteriológico

Além do monitoramento dos parâmetros físico-químicos, foram realizados monitoramentos de parâmetros bacteriológicos quanto à presença de coliformes totais e fecais ou termotolerantes na água do rio Beberibe e do poço de produção. Vale salientar, que de acordo com a nomenclatura atual utiliza-se o termo termotolerantes para os coliformes fecais.

Os coliformes totais e termotolerantes começaram a serem monitorados a partir do mês de agosto de 2009. Amostras de 100 ml da água do rio Beberibe e do poço de produção foram coletadas em frascos esterilizados, ou seja, autoclavados (Figura 4.29) e levados para o laboratório.



Figura 4.29 – Foto dos frascos autoclavados para coleta de água para análise de coliformes, na água do rio Beberibe e poço de produção, no módulo experimental, Olinda-PE.

Estas análises foram processadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, utilizou-se o método cromogênico, como substrato o colilert, from IDEXX (AWWA, 1995b), utilizados para amostras de 100 mL.

Vale salientar, que todos os procedimentos para as análises de coliformes foram realizados dentro da capela de fluxo laminar e próximo ao bico de Bunsen (Figura 4.30).



Figura 4.30 – Foto da capela de fluxo laminar e bico de Bunsen, utilizados nos procedimentos de análise de coliformes.

Primeiramente o substrato, colilert, foi incorporado às amostras de 100 mL, e transferidos para a cartela estéril com nome da amostra, data e diluição, no caso de amostras muito poluída e concentrada. Posteriormente a cartela foi passada numa máquina seladora (Figura 4.31), que distribui a amostra uniformemente nos quadrados da cartela, e acondicionadas em estufa a 35°C (Figura 4.32) por 24 horas.



Figura 4.31 – Foto da máquina seladora utilizada no ensaio de coliformes.



Figura 4.32 – Foto da estufa para incubação do ensaio de coliformes

Após as 24 horas, anotaram-se quantos quadrados grandes e pequenos apresentavam cor amarela, o que evidencia positivamente à presença de coliforme total. Com a proporção desse número de quadrados grandes e pequenos através de uma tabela estatística encontra-se o valor da concentração de coliformes. O mesmo procedimento foi adotado para encontrar a concentração de coliformes

termotolerantes, com a utilização de uma lâmpada ultravioleta que faz os quadrados ficarem fluorescentes, evidenciando a presença dos mesmos. No caso das amostras muito concentradas esse resultado foi multiplicado pela diluição utilizada.

Os resultados para a concentração de coliformes totais e termotolerantes são dados em NMP (Número Mais Provável)/100 mL.

4.3.1.3 – Monitoramento de Cianobactérias

O monitoramento de cianobactérias na água do rio Beberibe foi iniciado no final do mês de novembro, onde foram feitas 7 coletas de amostras de água no intuito de caracterizar a composição do fitoplâncton em geral, visando primordialmente a detecção de cianobactérias na água do rio e poço, para avaliar a eficiência de remoção desses microorganismos pela Filtração em Margem.

Para avaliar a remoção de cianobactérias pela técnica de Filtração em Margem adotou-se o mesmo procedimento de análise, com amostras da água do rio Beberibe e do poço de produção coletadas e encaminhadas ao laboratório.

Amostras de 1 a 2 L foram coletadas, em garrafas nunca antes utilizadas (Figura 4.33), e levadas ao ITEP (Instituto Tecnológico de Pernambuco) para processamento das amostras em equipamentos especializados.



Figura 4.33 – Foto das amostras da água do rio e poço para análise de cianobactérias.

Para análise do fitoplâncton, as amostras primeiramente foram fixadas, com solução de lugol acético na proporção de 1 mL para cada 100 mL de amostra (Figura 4.34), e em seguida, as amostras foram homogeneizadas.

Posteriormente, transferiu-se uma alíquota em volume referente à câmara de sedimentação de Utermöhl (1958), a seguir esperou o tempo de sedimentação necessário para contagem e identificação do fitoplâncton, que foi de 2 horas para cada mL (Figura 4.34). A câmara de sedimentação utilizada para a água do rio Beberibe apresenta um volume de aproximadamente 3 mL, já para a câmara utilizada para a água do poço apresenta um volume de 100 mL com tempo de sedimentação muito maior. O tempo de sedimentação para a câmara da água do rio foi de 6 horas e o tempo de sedimentação para água do poço 200 horas.



Figura 4.34 – Foto das amostras da água do rio Beberibe e poço de produção, fixadas em lugol acético, com alíquotas das mesmas nas câmaras de Utermöhl (1958), para sedimentação e posterior contagem e identificação.

A contagem do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido (Figura 4.34), onde foram contados os números de células por espécie de alga em transectos de volume conhecido, extrapolando-se em seguida para número de células/mL. O procedimento de identificação ocorreu concomitante à contagem sob o aumento de 400x seguindo a bibliografia especializada. Procurou-se identificar os microorganismos em nível de espécie, porém alguns microorganismos só foram identificados em nível de gênero.



Figura 4.35 – Foto do microscópio invertido utilizado na contagem e identificação de cianobactérias.

Depois de contadas e identificadas, lâminas com as espécies mais abundantes foram preparadas e fotografadas em microscópio óptico (Figura 4.36).



Figura 4.36 – Foto do microscópio óptico utilizado para fotografar as espécies mais abundantes do rio Beberibe, no módulo experimental de Olinda.

Para avaliar a eficiência da técnica de Filtração em Margem em distância menores, já que o poço de produção localiza-se aproximadamente 65 m do rio Beberibe, de forma oblíqua, direção de maior fluxo do rio para o poço. Amostras de água de dois poços de observação foram coletadas, o poço de observação SP3, localizado mais perto do rio com distância de 3 m do rio, e o SP8 com 20 m de distância do rio, ambos os poços locados de forma intermediária entre o rio e o poço.

Primeiramente para o bombeamento da água dos poços de observação utilizou-se um mecanismo de bombeamento manual, que consiste de uma mangueira com um tipo de válvula de retenção instalada em uma das extremidades (Figura 4.37), no intuito de não ocorrer o escape de água. Porém, esse sistema de bombeamento manual (Figura 4.38), devido à agitação, a água dos poços apresentou-se muito turva, conseqüentemente dificultando a contagem e identificação de cianobactérias.



Figura 4.37 – Foto da mangueira, com válvula de retenção, utilizada no bombeamento de água nos poços de observação, no módulo experimental, Olinda –PE.



Figura 4.38 – Foto do bombeamento manual nos poços de observação, e aparência da água bombeada, no módulo experimental, Olinda –PE.

Posteriormente, utilizou-se um compressor de ar (Figura 4.39), que possibilitou a coleta de água dos poços de observação (Figura 4.40). Com a injeção de ar, através do compressor, a água dos poços de observação foi expelida e coletada. O poço SP8 foi bombeado por 60 minutos e o SP3 por 50 minutos para ocorrer a coleta de água. Sendo assim, foram coletadas amostras da água do rio Beberibe, poço de produção, SP3 e SP8, para avaliar a remoção de cianobactérias pela Filtração em Margem.



Figura 4.39 – Foto do compressor de ar utilizado para coleta de água nos poços de observação SP3 e SP8, no módulo experimental, Olinda –PE.



Figura 4.40 – Foto da coleta de água dos poços de observação, para análise de cianobactérias, no módulo experimental, Olinda –PE.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – PIEZOMETRIA

Os resultados do monitoramento piezométrico realizado, no módulo experimental nas margens do rio Beberibe, Olinda-PE, foi fundamental para o acompanhamento, das variações dos níveis do lençol freático com a ação do bombeamento do poço de produção, e das variações sazonais nos níveis potenciométricos. A representação gráfica deste período de monitoramento, de março a dezembro de 2009, está apresentada na figura 5.1.

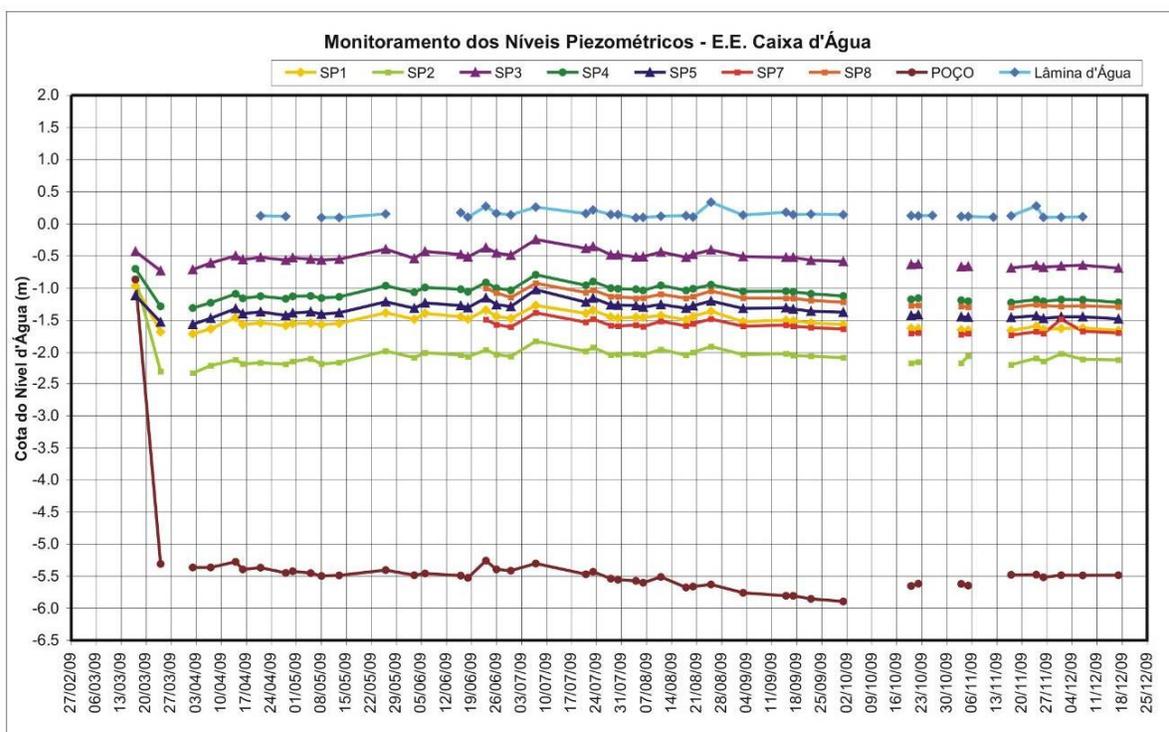


Figura 5.1 – Gráfico do monitoramento piezométrico durante março a dezembro de 2009 no módulo experimental, Olinda-PE.

Vale salientar que nos gráficos referentes ao monitoramento piezométrico os valores das cotas são em relação a um referencial fixo comum, sendo o piso da casa de bombas, da E. E. de Caixa d'Água a cota zero, como já mencionado. É importante destacar que os piezômetros SP7 e SP8 só começaram a fazer parte do monitoramento em junho de 2009, como apresentado graficamente.

O gráfico (Figura 5.1) compara a cota da lâmina d'água do rio Beberibe com a cota do nível d'água do poço de produção e os dos poços de observação, que apresentam comportamentos similares.

Este fato evidencia uma conexão hidráulica existente entre todos os elementos envolvidos, e conexão entre o rio e o aquífero. Isto pode ser verificado, por exemplo, no monitoramento dos níveis piezométricos realizados entre os dias 03/07/2009 a 10/07/2009, onde a lâmina d'água do rio Beberibe aumenta e conseqüentemente os níveis dos poços de observação e poço de produção também sofrem um aumento da cota do nível d'água.

Diante disso, percebe-se que ocorre interação rio – aquífero - poço de produção, o que permite-se afirma que o sistema de Filtração em Margem no módulo experimental, Olinda-PE, instalado nas margens do rio Beberibe tem o bom funcionamento.

Observa-se, ainda na figura 5.1, que no mês de outubro e começo de novembro ocorreram falhas no bombeamento do poço de produção devido à falta de energia elétrica na E. E. de Caixa d'Água, o que comprometeu um pouco a comparação entre os níveis potenciométricos entre estações chuvosas e secas. Mesmo assim, são perceptíveis que os níveis potenciométricos nos meses chuvosos são maiores que nos meses de pouca ou nenhuma chuva, isto se deve a uma maior recarga do lençol freático no período chuvoso.

Na figura 5.2 está relacionado o monitoramento do nível do poço de produção, com a lâmina d'água do rio Beberibe e a precipitação diária de um posto pluviométrico instalado em Olinda-PE.

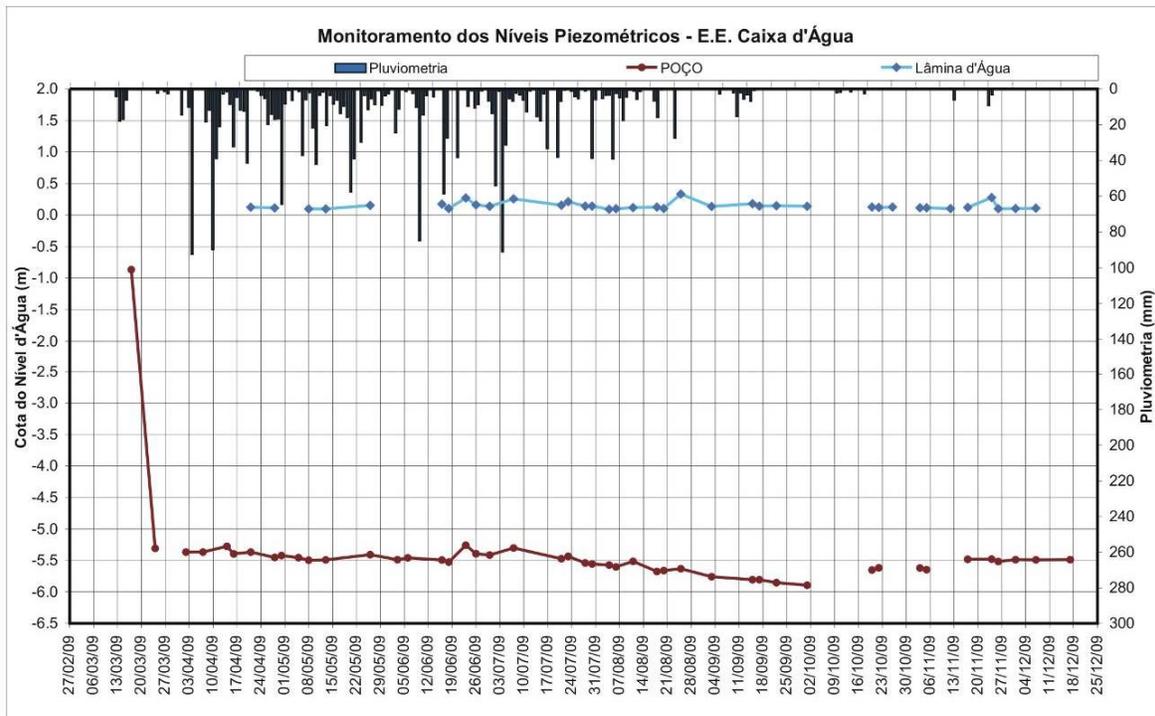


Figura 5.2 – Monitoramento do nível piezométrico do poço de produção relacionado com a lâmina d'água do rio Beberibe e a precipitação diária, no módulo experimental, Olinda-PE.

Nota-se correspondência aos picos de precipitação com os níveis de lâmina d'água do rio Beberibe, e com as variações dos níveis potenciométricos do poço de produção (Figura 5.2), o que demonstra, mais uma vez, conexão hidráulica entre rio e poço de produção.

A Figura 5.3 mostra os monitoramentos dos níveis piezométricos no módulo experimental do poço de produção e dos poços de observação, em medições feitas sem a operação do poço de produção e após o início do bombeamento.

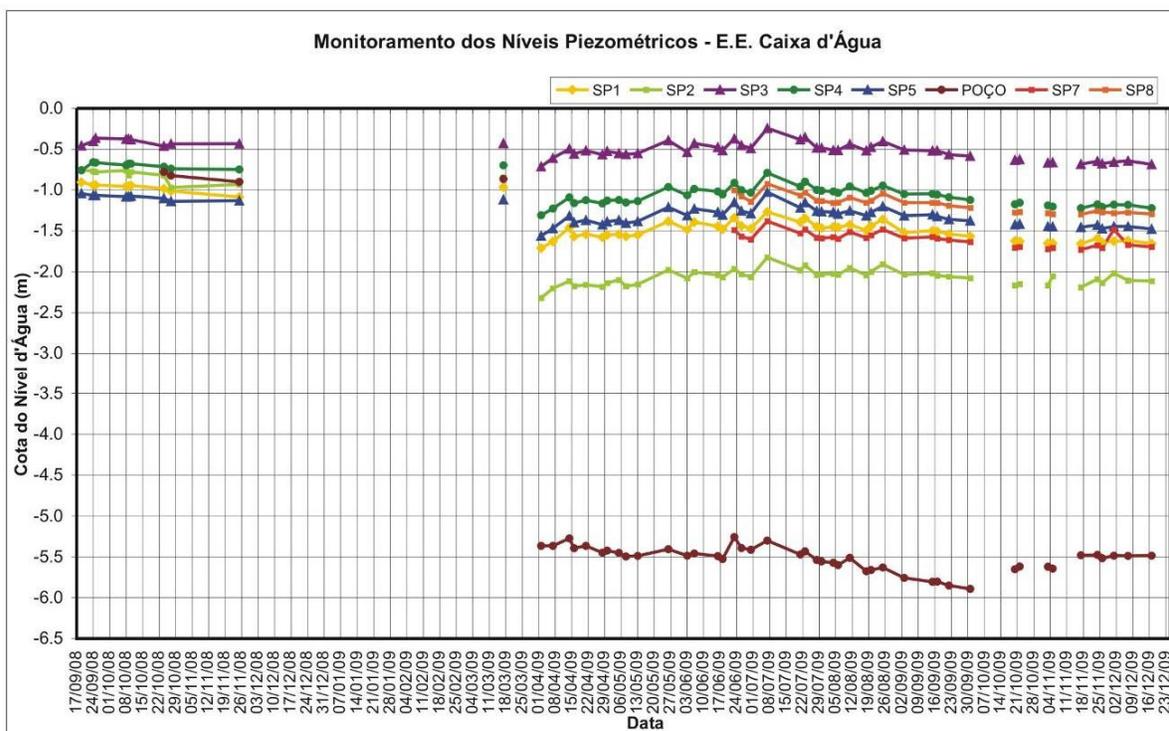


Figura 5.3 – Gráfico do monitoramento dos níveis piezométricos, destacando o período anterior à operação do poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Depois da instalação de toda estrutura física dos piezômetros e do poço de produção, nota-se no gráfico um período de aguardo, por causa do processo de compra da bomba e das instalações elétricas imprescindíveis ao funcionamento do poço de produção.

Analisando o gráfico (Figura 5.3) percebe-se claramente o efeito do bombeamento do poço de produção nos níveis piezométricos dos poços de observação, onde os mesmos apresentam similaridades e correspondência em relação as cotas do nível d'água.

Outro ponto importante, a se considerar, é a direção e a contribuição do fluxo de água do rio para o poço. Devido a um barramento (Figura 5.4), com estacas pranchas (Figura 5.5), no curso d'água do rio Beberibe, onde a lâmina d'água do mesmo é maior, verifica-se que o fluxo do rio para o poço está acontecendo de forma oblíqua e com maior contribuição do fluxo subterrâneo a montante desse barramento.

Esse desnível que ocorre no curso d'água do rio Beberibe varia entorno de 0,50 m na estação chuvosa, já na estação seca esse desnível varia entre 0,60 e 0,70 m.

Como já mencionado a água do poço de produção advinda da Filtração em Margem é uma mistura de água superficial com água subterrânea já presente no aquífero. Partindo desse pressuposto, diante dos resultados do monitoramento piezométrico exposto, permite-se concluir que o fluxo de água do rio Beberibe para o poço de produção acontece de forma oblíqua em relação ao eixo do rio, no sentido dos níveis piezométricos do SP3, SP8 e do próprio poço de produção.

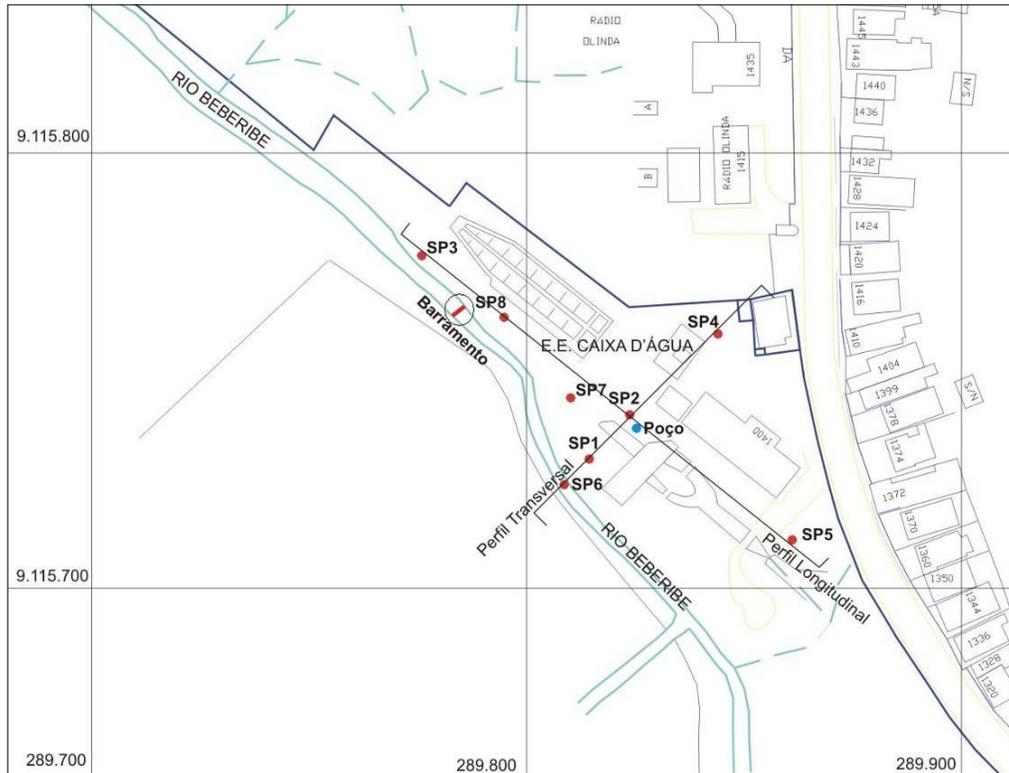


Figura 5.4 – Localização do barramento no curso d'água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE.



Figura 5.5 – Foto do barramento do Curso d'água no rio Beberibe, no no módulo experimental, Olinda-PE.

5.2 – ASPECTOS QUALITATIVOS

Para avaliar a qualidade da água advinda da técnica de Filtração em Margem, como já exposto, amostras da água do rio Beberibe, assim como do poço de produção foram coletadas e encaminhadas para respectivos laboratórios para posterior análise.

Tanto parâmetros físico-químicos como bacteriológicos foram analisados sob a ótica dos padrões de potabilidade exigidos pela Portaria do Ministério da Saúde n° 518 do ano de 2004.

5.2.1 – Parâmetros Físico-químicos

Os resultados para as análises feitas na água do rio Beberibe e poço de produção para os parâmetros físico-químicos estão listados a seguir: pH; turbidez; condutividade elétrica; amônia em NH_3 ; nitrito em N; nitrato em N; alcalinidade total em CaCO_3 ; dureza total em CaCO_3 ; demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$); demanda química de oxigênio (DQO); ferro total; manganês total; além dos metais pesados como, zinco total, cobre total, cromo total e níquel total.

5.2.1.1 – pH

O comportamento do pH durante o período de monitoramento qualitativo da água do rio Beberibe e poço de produção está relacionado abaixo (Figura 5.6).

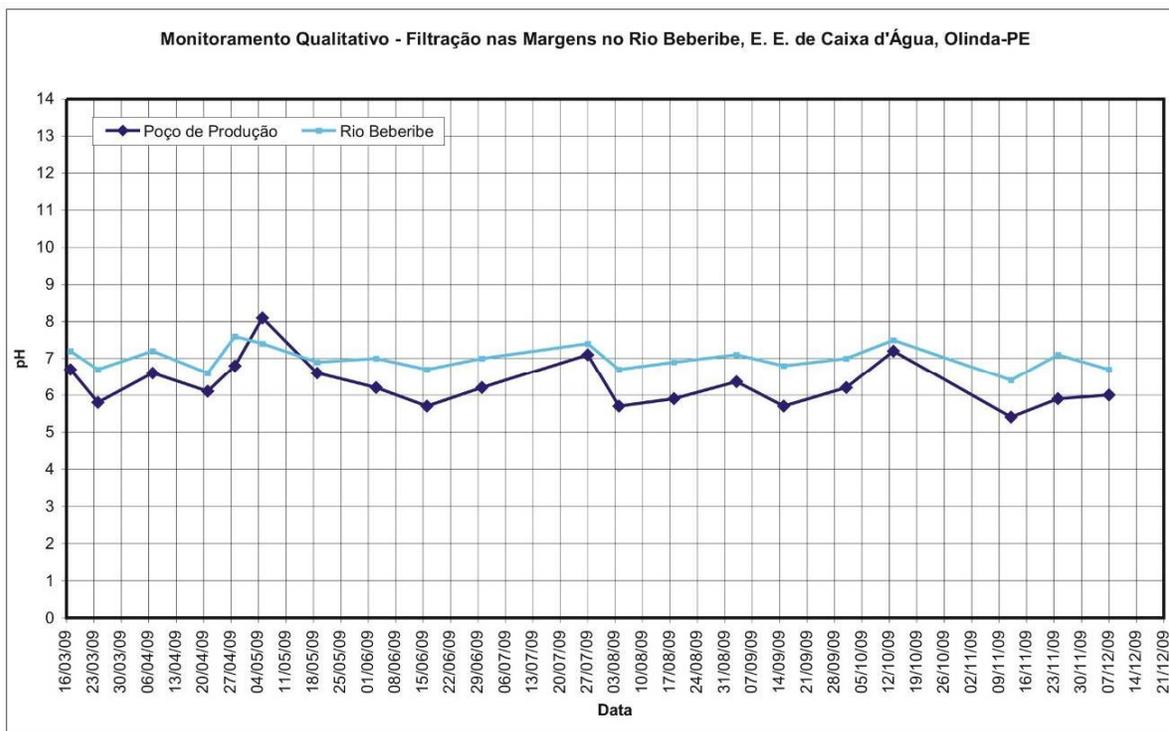


Figura 5.6 – Gráfico do pH durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Na análise gráfica percebe-se similaridade entre o comportamento do pH da água do rio Beberibe e do poço de produção submetido à FM. O intervalo de pH, no sistema de distribuição de água, estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde 518/2004 é de 6,0 a 9,5. Nota-se que tanto a água do poço de produção como do rio Beberibe encontram-se na faixa de pH estabelecida pela referida Portaria, em algumas análises o poço encontra-se abaixo dessa faixa.

5.2.1.2 – Turbidez

Para fins de potabilidade, o padrão de aceitação de turbidez para consumo humano de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde 518/2004 tem o valor máximo permitido (VMP) de 5 uT (unidade de turbidez). Porém, para a etapa de

desinfecção nas Estações de Tratamento de Água a turbidez deve ser inferior a uma unidade. Tal restrição fundamenta-se na influência da turbidez nos processos usuais de desinfecção, atuando como proteção contra microorganismos patogênicos e assim minimizando a ação do desinfetante (Ministério da Saúde, 2006).

A turbidez também foi analisada no controle da qualidade da água do rio Beberibe e do poço de produção. A figura 5.7 mostra os níveis de turbidez durante o monitoramento qualitativo.

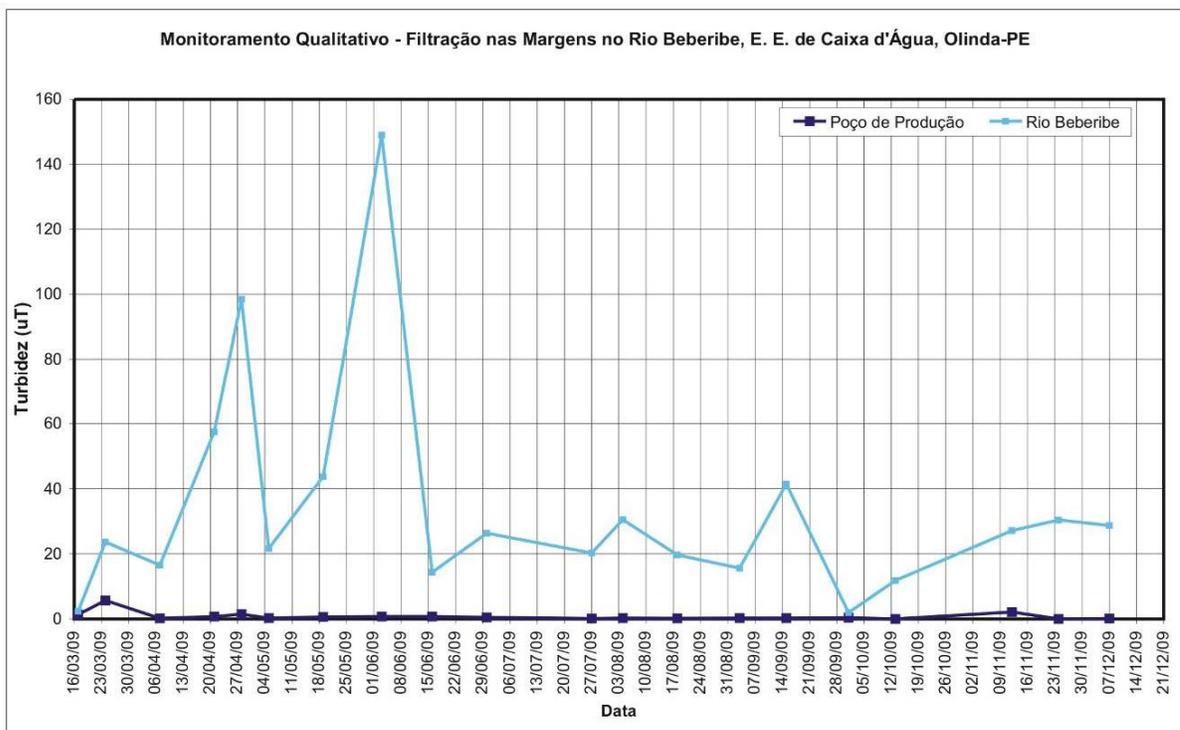


Figura 5.7 – Gráfico de turbidez durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Observa-se considerável redução dos níveis de turbidez da água do rio Beberibe, neste trecho no módulo experimental, para a água do poço de produção. Sendo clara a eficiência de remoção de altos níveis de turbidez pela técnica de Filtração em Margem.

Resultados similares no rio Ohio na redução de turbidez pelo sistema de FM foram descritos por Wang (2000), onde 95% das análises de turbidez foram inferiores a 0,2 uT. Wang (2000) observou também que os resultados mais elevados de turbidez foram registrados no poço de produção durante a fase inicial do processo de FM, isto é, nos seis primeiros meses de bombeamento. O maior nível de turbidez medido no poço de produção foi de 0,69 uT, que foi no início de operação do bombeamento, no

entanto, a turbidez na água de poço tornou-se mais estável e menos influenciada por picos de turbidez do rio com o bombeamento contínuo, indicando a maturação do processo de FM.

Isto também pode ser observado no sistema de Filtração em Margem instalado no rio Beberibe. Observando o gráfico (Figura 5.7), nota-se níveis maiores de turbidez no início da fase de funcionamento do poço de produção, posteriormente percebe-se regularidade nos níveis de turbidez na água do poço a partir de junho até final de setembro. No mês de outubro ocorreram variações nos níveis de turbidez devido à falhas no funcionamento da bomba, por causa de falta de energia elétrica no módulo experimental. Posteriormente observa-se regularidade novamente nos níveis de turbidez com o bombeamento contínuo do poço de produção.

5.2.1.3 – Condutividade Elétrica

O comportamento da condutividade elétrica, nas análises realizadas para a água do rio Beberibe e água do poço de produção estão relacionadas na Figura 5.8.

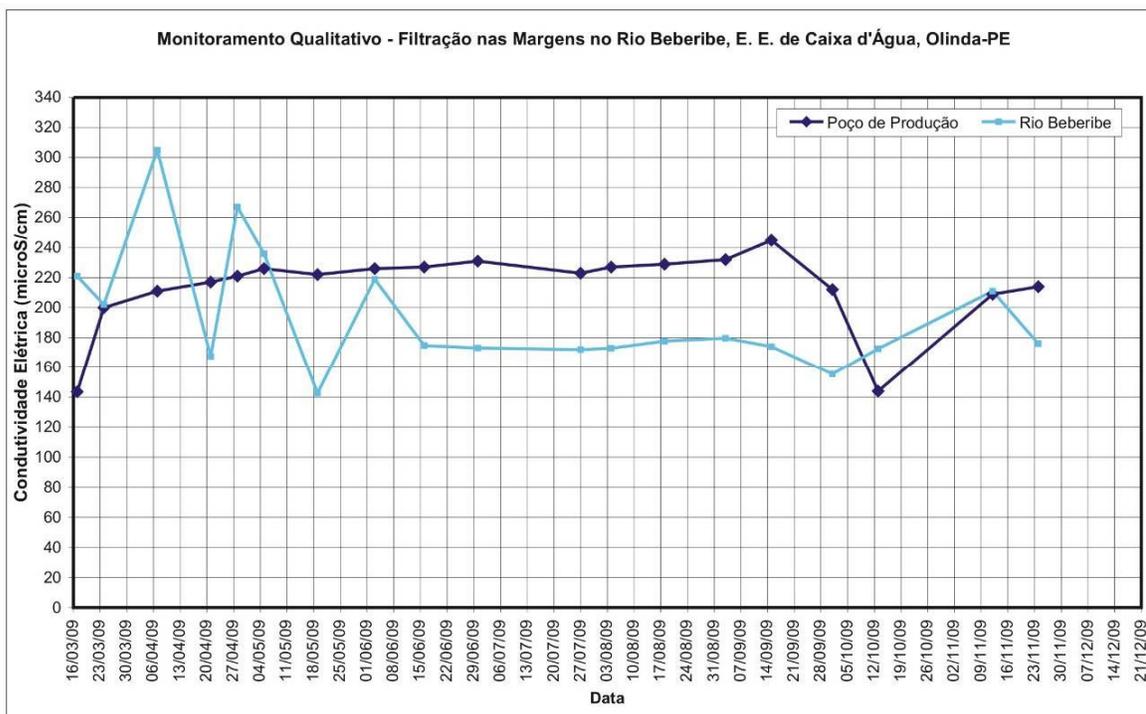


Figura 5.8 – Gráfico de condutividade elétrica durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Foi feito também um monitoramento da condutividade elétrica por um equipamento portátil, condutivímetro da Hanna Instruments (HI9835), no próprio módulo experimental, nos trabalhos de campo semanais. Este equipamento mede adicionalmente sólidos dissolvidos totais e porcentagem de NaCl.

Os resultados dessas medições de condutividade elétrica realizadas na água do rio, poço de produção e também nos poços profundos utilizados pela COMPESA no abastecimento público estão apresentados na Figura 5.9 a seguir.

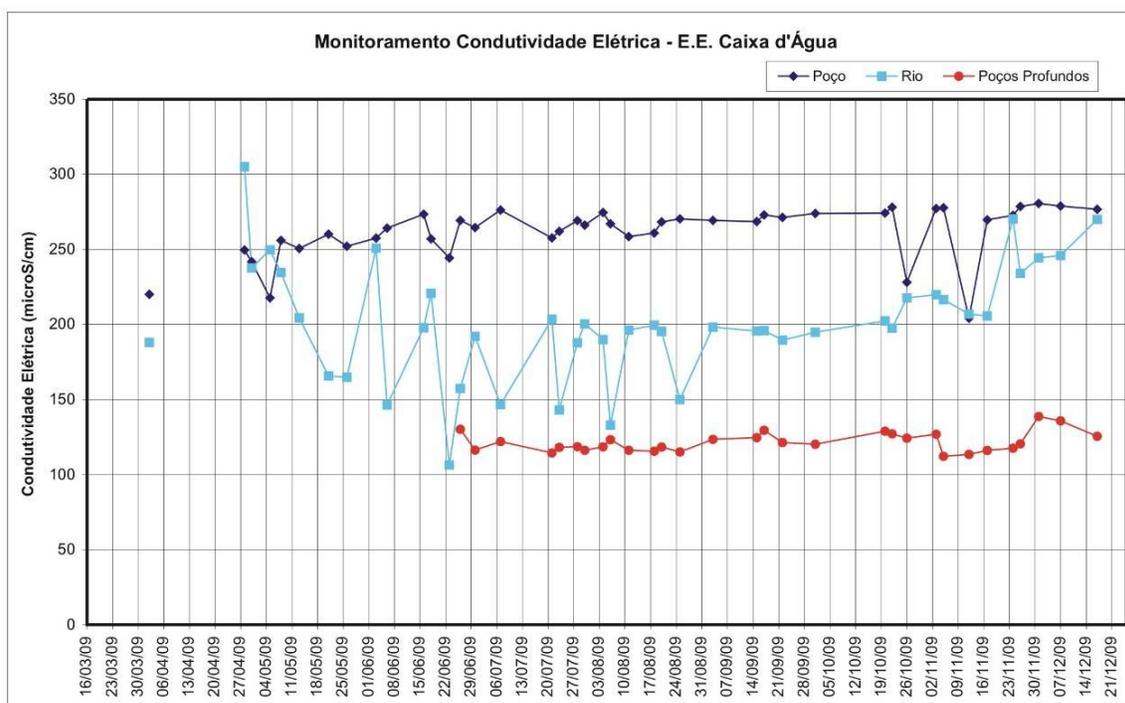


Figura 5.9 – Gráfico de condutividade elétrica realizadas na água do rio, poço de produção e também nos poços profundos (COMPESA) no módulo experimental, Olinda-PE.

Percebe-se na representação gráfica das Figuras 5.8 e 5.9 que a faixa de condutividade elétrica, na água do poço de produção é maior em comparação com a água do rio Beberibe, isto se deve possivelmente devido a ânions e cátions absorvidos do solo.

Ambas as figuras mostram que os níveis de condutividade elétrica na água do rio sofre maiores variações de acordo com a chuva.

Observa-se ainda que a água dos poços profundos da região (Figura 5.9), utilizados pela COMPESA, apresentam baixa condutividade elétrica, isto se deve à boa qualidade do aquífero profundo (CABRAL et al., 2008).

5.2.1.4 – Alcalinidade

Neste presente estudo, o tipo de alcalinidade observada foi alcalinidade total em CaCO_3 , como observado na Figura 5.10.

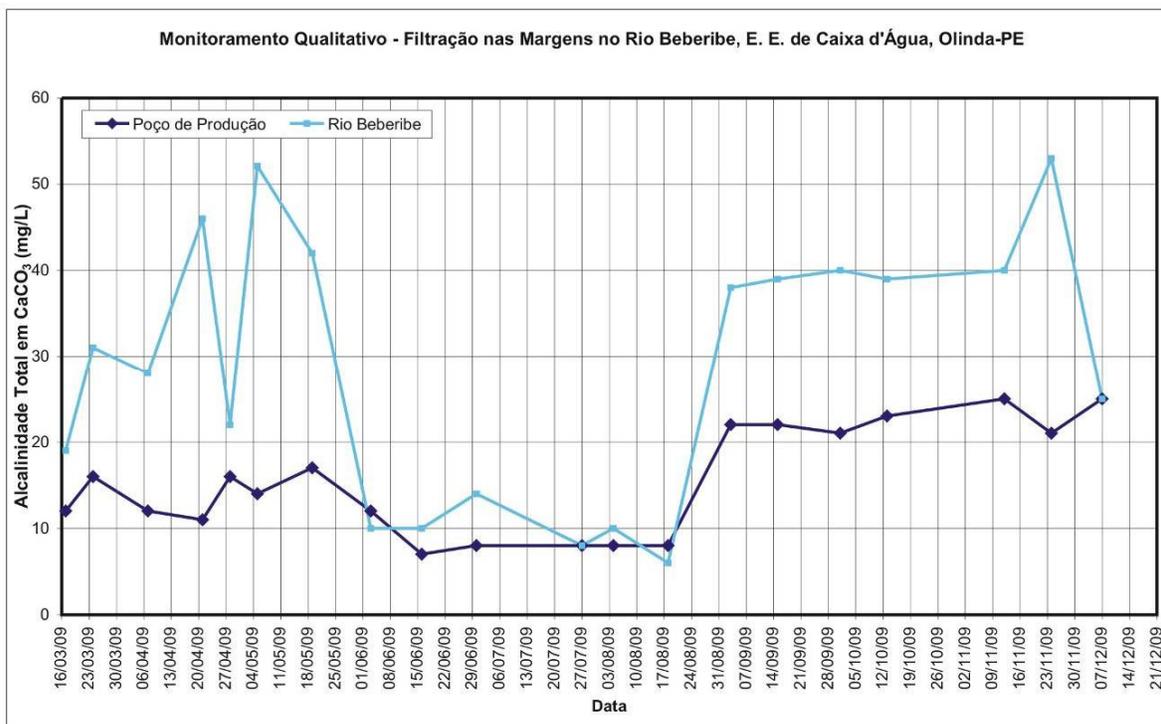


Figura 5.10 – Gráfico de alcalinidade total em CaCO_3 durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

No gráfico referente à alcalinidade total em CaCO_3 , na água do rio Beberibe e na água do poço de produção, observa-se certa irregularidade nos comportamentos de ambos. A água do rio Beberibe apresenta picos maiores de alcalinidade, a água do poço de produção apresenta certa estabilidade em alguns meses e depois volta a subir.

Apesar da Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde não fazer referência à alcalinidade, esta constitui, uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos, servindo assim para expressar a capacidade de tamponamento da água, isto é, sua condição de resistir a mudanças do pH (Ministério da Saúde, 2006).

Além disso, valores elevados de alcalinidade estão associados a processos de decomposição da matéria orgânica e à alta taxa respiratória de microorganismos, com liberação e dissolução do gás carbônico (CO_2) na água (Ministério da Saúde, 2006).

5.2.1.5 – Dureza

Para esta pesquisa foi analisado a dureza total em CaCO_3 cujo o comportamento dos níveis de dureza da água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental encontra-se na Figura 5.11.

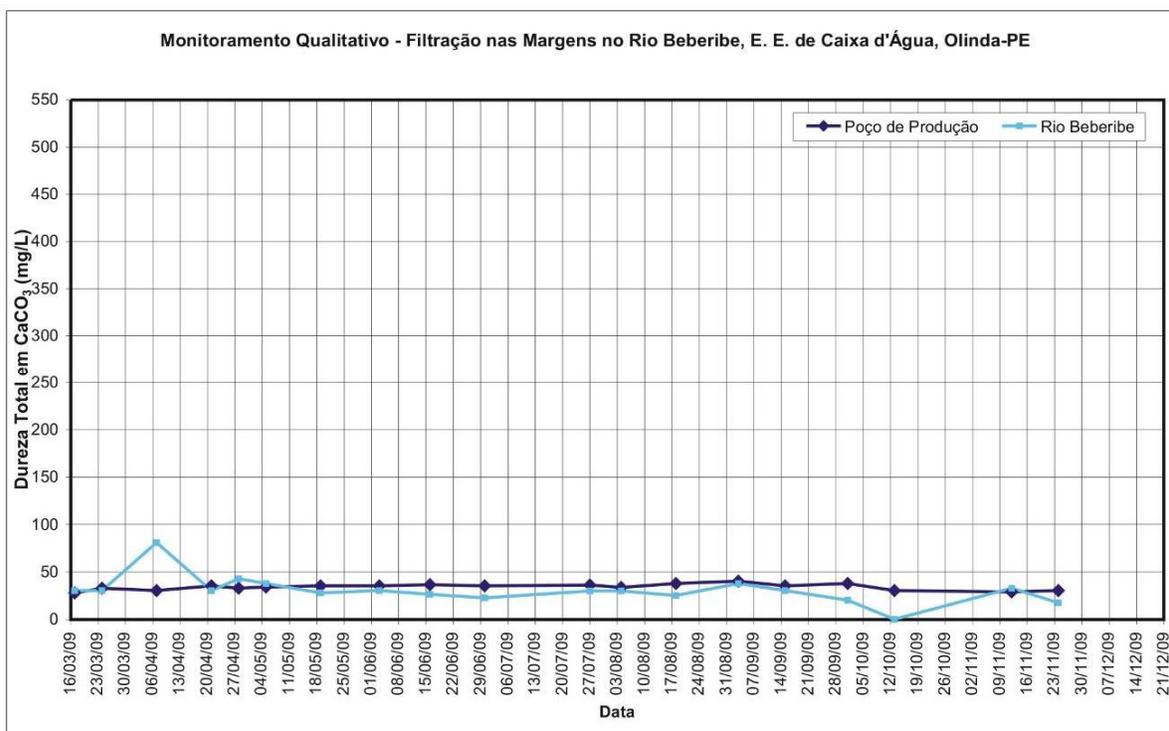


Figura 5.11 – Gráfico de dureza total em CaCO_3 durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Observa-se que os níveis de dureza total em CaCO_3 para a água do poço de produção mostram certa regularidade, e em geral apresentam valores um pouco maiores que a água do rio Beberibe.

Os maiores níveis de dureza total em CaCO_3 no poço de produção pode ser explicado, possivelmente, pelo fato da água do poço de produção sofrer influência de água subterrânea (Tufenkji et al., 2002), incorporando CaCO_3 devido ao seu tempo de residência no solo.

Em relação ao padrão de potabilidade, estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde 518/2004, para o consumo humano o valor máximo permitido (VMP) de

dureza é 500 mg/L, assim nem a água do rio nem do poço de produção ultrapassam esse valor.

5.2.1.6 – Amônia em NH₃, Nitrito em N e Nitrato em N

Nesta presente pesquisa, os resultados para as análises de amônia em NH₃, tanto na água do rio Beberibe como no poço de produção encontram-se a seguir (Figura 5.12).

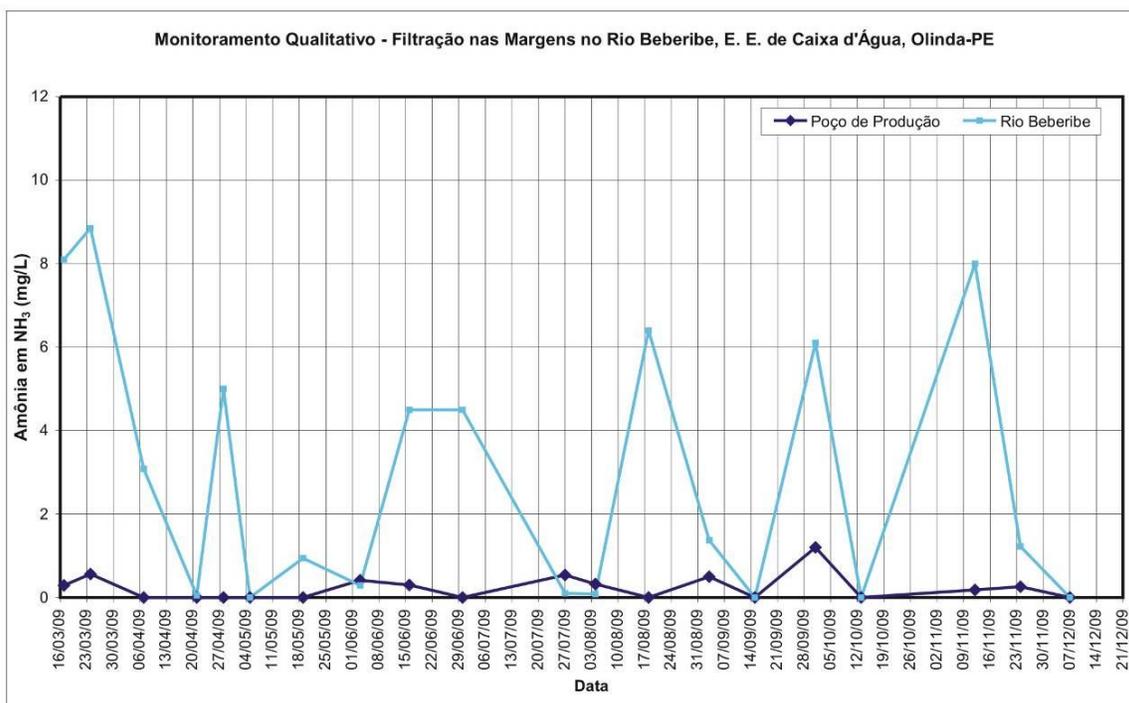


Figura 5.12 – Gráfico de amônia em NH₃ durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Percebem-se vários picos na concentração de amônia em NH₃ na água do rio Beberibe, já a água do poço de produção apresenta picos mais suaves nos níveis de amônia.

Vale salientar, que em algumas análises realizadas tanto na água do rio Beberibe como na água do poço de produção os níveis de amônia estiveram abaixo do detectado pelo equipamento de mensuração, ou seja, esse valor não necessariamente é zero de concentração.

Na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece que amônia como NH_3 dentro do padrão de aceitação para o consumo humano o valor máximo permitido (VMP) é de 1,5 mg/L. Sendo assim, nota-se que a água do poço de produção encontra-se dentro dos padrões de potabilidade exigidos pela legislação, o que não é observável na água do rio Beberibe.

Os níveis de nitrito estão relacionados na Figura 5.13 que ilustra graficamente o comportamento nos níveis deste elemento químico na água do rio e poço.

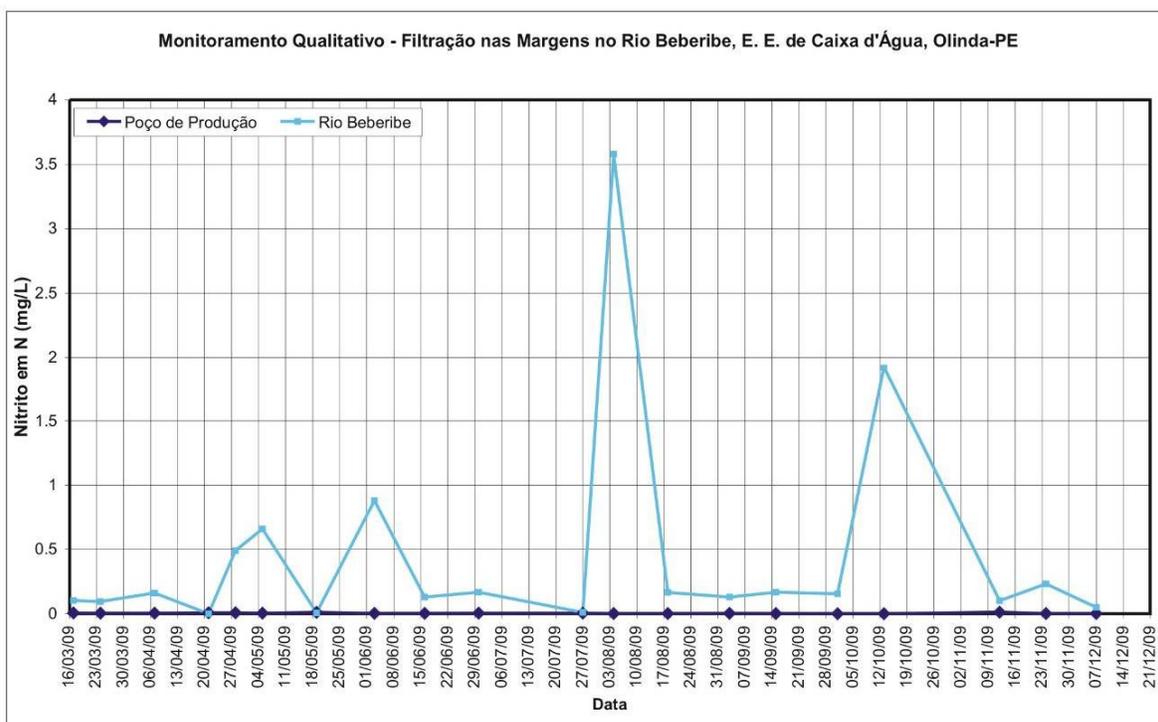


Figura 5.13 – Gráfico de nitrito em N durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Observa-se que os níveis de nitrito em N na água do rio Beberibe apresenta vários picos de concentração o que não é verificado para os níveis do mesmo na água do poço de produção, o que evidencia a eficiência da técnica de FM para remoção de nitrito.

De acordo com o padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde, o valor máximo permitido (VMP) para nitrito (como N) é de 1 mg/L, estabelecido pela Portaria 518/2004.

Nota-se que a água do poço de produção apresenta níveis muito abaixo do limite estabelecido pela portaria, já a água do rio Beberibe apresenta concentrações superiores ao exigido.

As concentrações de nitrato em N, no monitoramento qualitativo da água do rio Beberibe e do poço estão representadas na Figura 5.14 abaixo, durante o período analisado.

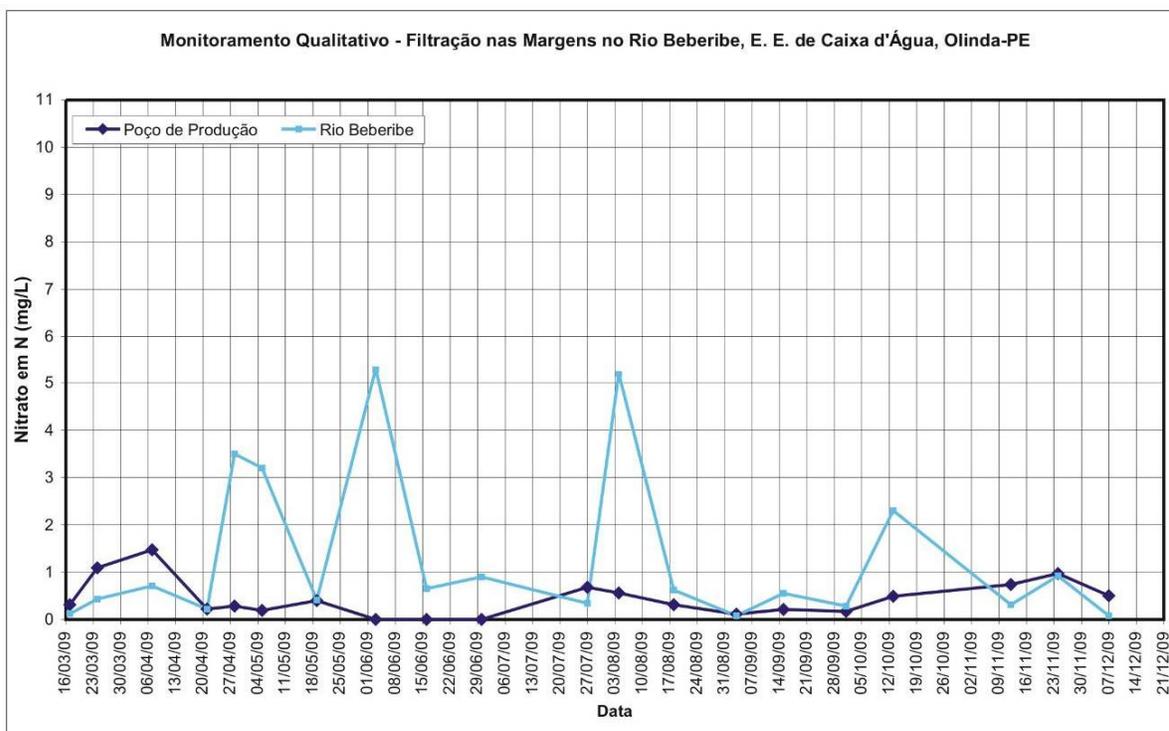


Figura 5.14 – Gráfico de nitrato em N durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

De acordo com o gráfico não é observável nenhuma similaridade no comportamento dos níveis de nitrato para as águas do rio e do poço de produção. Assim como, as concentrações de amônia e nitrito para a água do rio Beberibe, o nitrato também apresenta muitas variações nos seus níveis.

Considerando a legislação, Portaria 518/2004 (Ministério da Saúde), tanto a água do rio Beberibe como do poço de produção encontram-se dentro dos padrões estabelecidos, onde o valor máximo permitido para nitrato (como N), entre as substâncias químicas que representam risco à saúde, é de 10 mg/L.

Este estudo de Filtração em Margem, no módulo experimental, Olinda-PE, nas margens do rio Beberibe, mostrou-se muito eficiente na remoção do nitrogênio em geral, nas suas diversas formas, amônia, nitrito e nitrato.

5.2.1.7 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os resultados das análises para DBO e DQO na água do rio Beberibe e poço de produção estão representados pela Figuras 5.15 e 5.16.

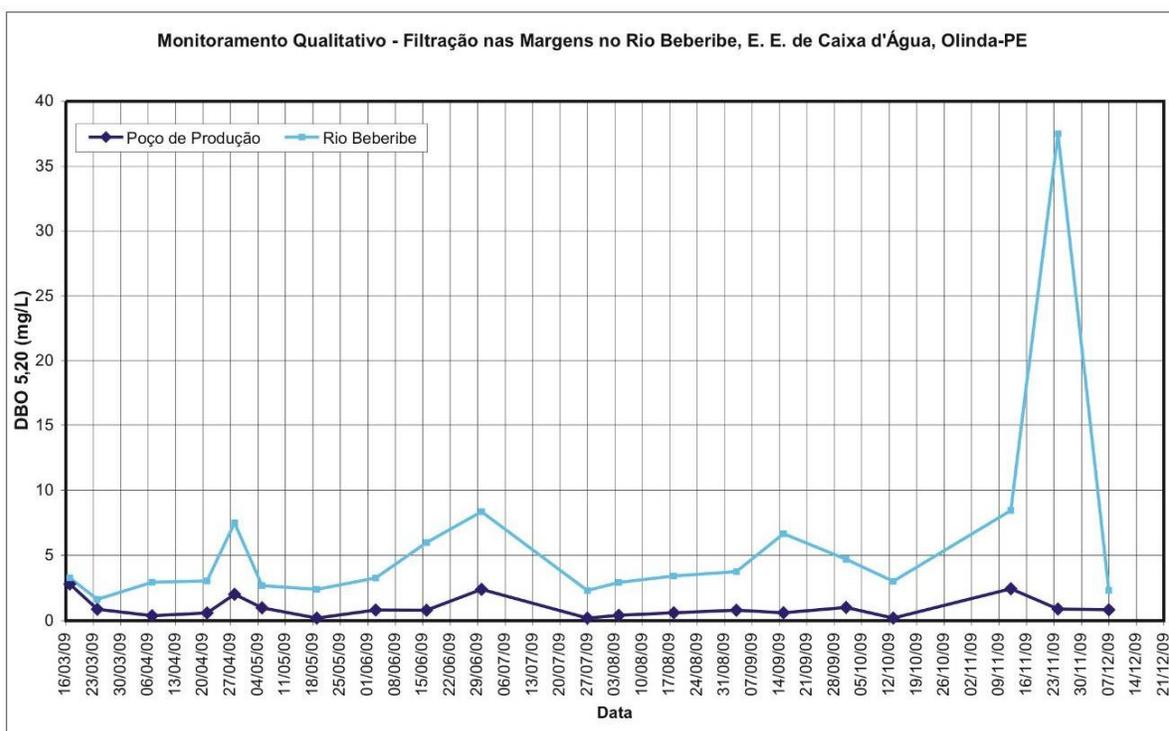


Figura 5.15 – Gráfico de DBO durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Observa-se que no começo do monitoramento qualitativo, o comportamento dos níveis de DBO da água do rio Beberibe e poço de produção apresentavam similaridade, porém, no mês de novembro a água do rio apresenta picos que variaram de 35 a 40 mg/L de DBO_{5,20}.

De acordo com o Ministério da Saúde (2006) em ambientes naturais não poluídos, a concentração de DBO é baixa, variando de 1 mg/L a 10 mg/L, podendo atingir valores bem mais elevados em corpos d'água sujeitos à poluição orgânica, em geral decorrente do recebimento de esgotos domésticos e/ou criatórios de animais.

A Figura 5.16 a seguir mostra o comportamento da DQO durante o período monitorado no módulo experimental, Olinda-PE.

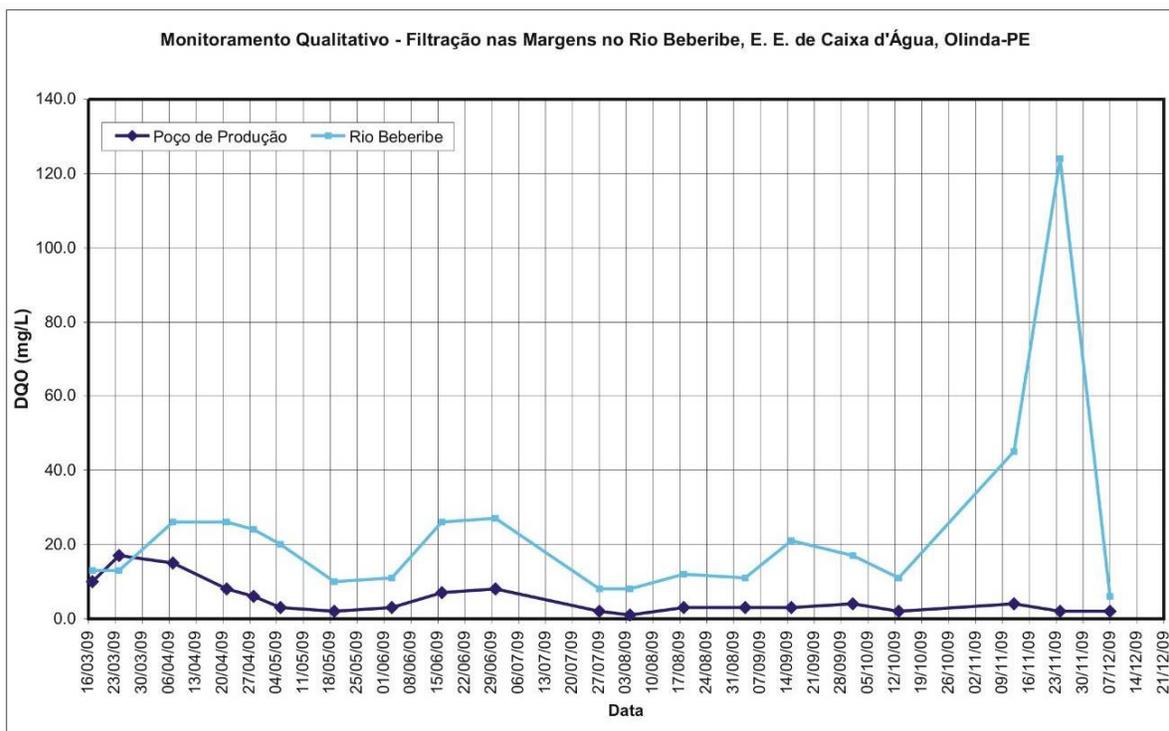


Figura 5.16 – Gráfico de DQO durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Verificam-se também valores maiores para os níveis de DQO na água do rio Beberibe comparado com a água do poço de produção, além disso, assim como a DBO os níveis de DQO para a água do rio sofrem maiores variações que a água do poço.

De acordo com o Ministério da Saúde (2006), o valor da DQO é sempre superior ao da DBO, o que pode ser observado neste caso comparando as Figuras 5.15 e 5.16.

5.2.1.8 – Ferro e Manganês

Os níveis de ferro total encontrados na água do rio Beberibe e na água do poço de produção, são verificados na figura 5.17.

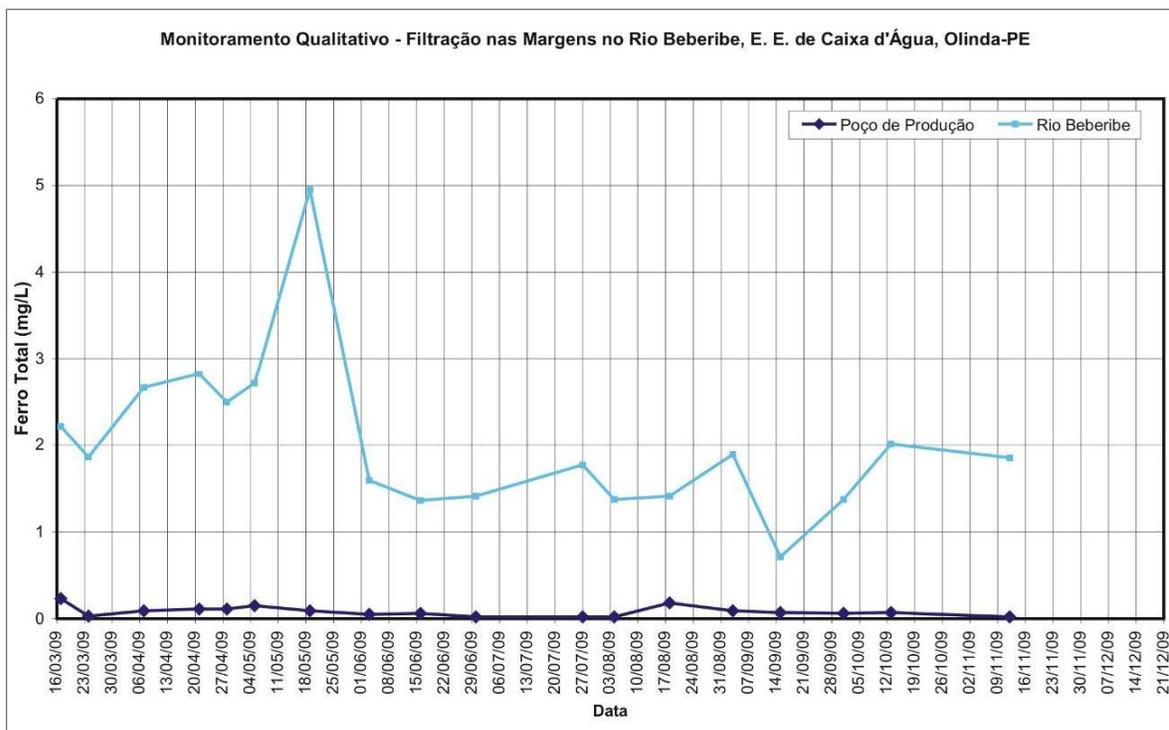


Figura 5.17 – Gráfico de ferro total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Como observado no gráfico, as concentrações de ferro total na água do rio Beberibe diferem totalmente dos níveis encontrados na água do poço de produção.

De acordo com a CETESB (2010) altos níveis de ferro, muitas vezes, se devem a contribuições de efluentes industriais, pois muitas indústrias metalúrgicas desenvolvem atividades de remoção da camada oxidada, a ferrugem, das peças antes de seu uso, o que é carreado para os corpos d'água.

De acordo com a CPRH (2008) o ramo da indústria metalúrgica é desenvolvido na Bacia Hidrográfica do rio Beberibe, o que poderia explicar os maiores níveis de ferro na água do rio.

Analisando os níveis de ferro total para água do poço de produção observa-se, mais uma vez, eficiência da FM para a remoção de ferro total.

Além disso, percebe-se na figura 5.17 que os maiores níveis de ferro total foram detectados no período chuvoso. Isto é devido ao carreamento de sedimentos e a ocorrência de processos de erosão das margens nas estações chuvosas, que faz o nível de ferro aumentar nas águas superficiais (CETESB, 2010).

Considerando a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, de acordo com o padrão de aceitação para o consumo humano, o valor máximo permitido (VMP), para ferro é de 0,3 mg/L, o que a água do poço de produção atende perfeitamente, porém a água do rio Beberibe tem concentrações muito acima do permitido.

Os valores de manganês total observados durante o monitoramento qualitativo são mostrados na figura 5.18.

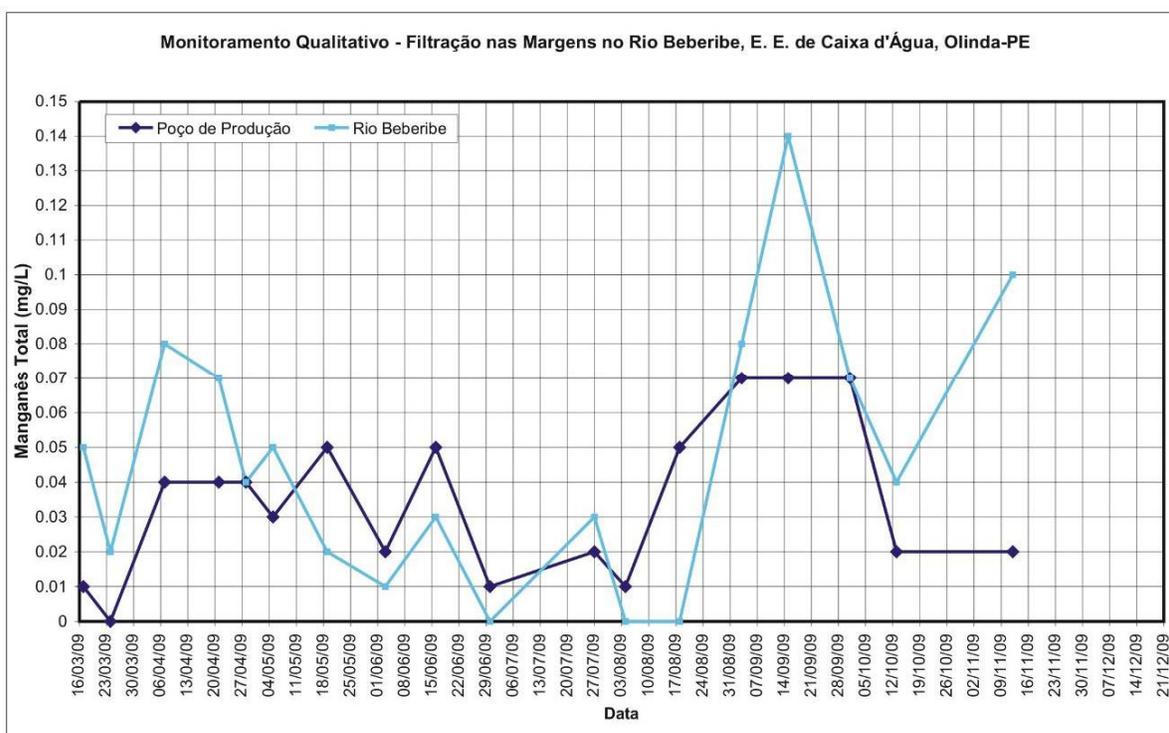


Figura 5.18 – Gráfico de manganês total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Observando o gráfico percebem-se certa irregularidade nos níveis de manganês total para água do rio Beberibe e poço. HISCOCK e GRISCHEK (2002) reportam que variações nas concentrações de manganês, ferro, nitrito e nitrato na água advinda da Filtração em Margem se devem as trocas das condições redox que ocorrem na passagem da água do manancial superficial ao poço de produção.

Para os padrões de potabilidade exigidos pela legislação, Portaria do MS 518/2004, o valor máximo permitido (VMP) para o manganês é de 0,1 mg/L. Diante disso, a água do poço encontra-se dentro do padrão de aceitação para consumo humano, o que não é observável para água do rio em algumas análises.

5.2.1.9 – Zinco

O resultado das análises do monitoramento do zinco total encontra-se ilustrado na Figura 5.19.

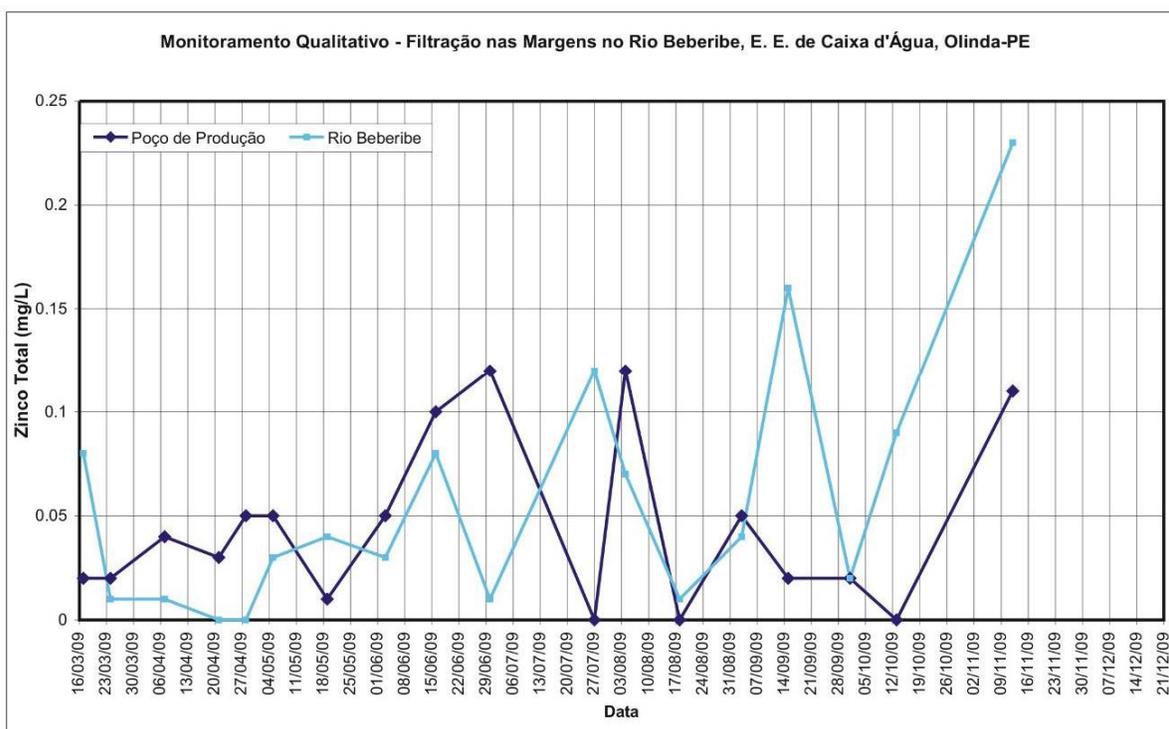


Figura 5.19 – Gráfico de zinco total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

De acordo com a Portaria do Ministério da Saúde 518/2004 coloca como valor máximo permitido (VMP) para o zinco como sendo de 5 mg/L, o que é atendido com êxito pela água do poço de produção assim como pela água do rio Beberibe, sendo detectados para ambos níveis muito abaixo do exigido.

5.2.1.10 – Cobre

A Figura 5.20 expõe as concentrações de cobre total no monitoramento qualitativo realizado pela presente pesquisa.

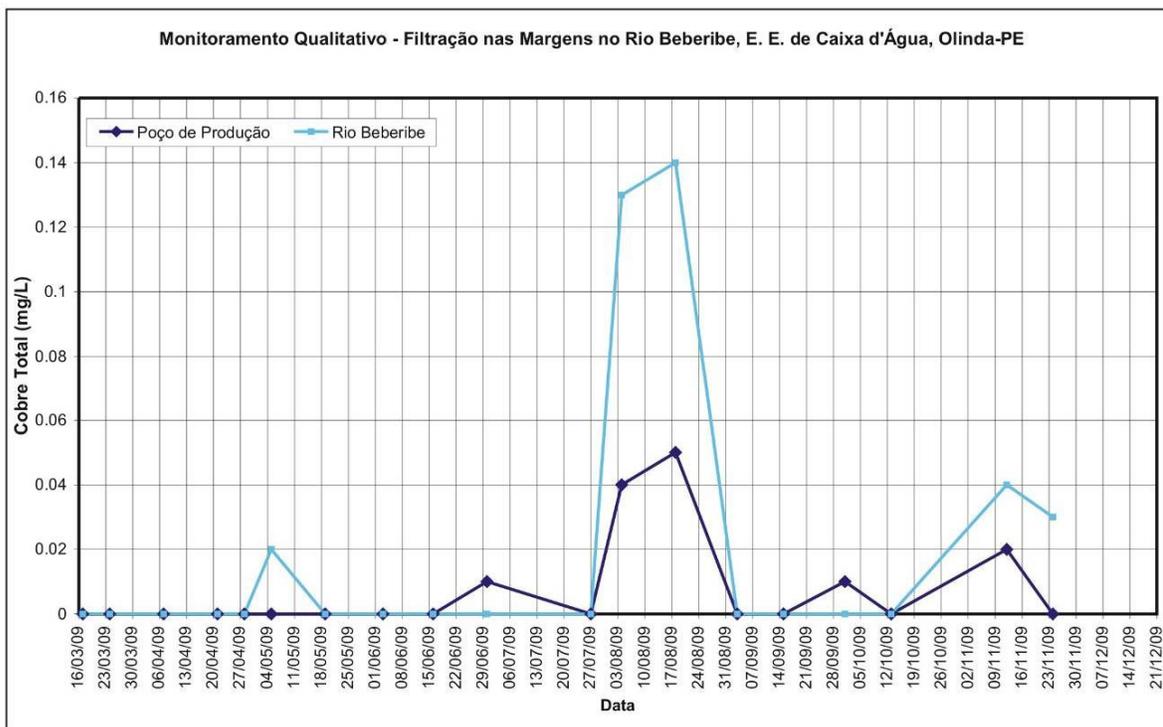


Figura 5.20 – Gráfico de cobre total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

Os valores de cobre total, principalmente, nos primeiros meses de monitoramento apresentaram níveis muito abaixo dos detectados pelos métodos de mensuração, embora esses valores não necessariamente significam zero de concentração. A precisão do equipamento para mensuração do cobre, o Espectrofotômetro Smart Spectro – La Motte, é de 0,1 ppm.

O estabelecido pelos padrões de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde, o valor máximo permitido (VMP) para o cobre é de 2 mg/L. Assim, a água do rio Beberibe como do poço de produção atende a estes critérios.

5.2.1.11 – Cromo

O comportamento do cromo total durante o período monitorado na água do rio e na água do poço encontra-se exposto na figura 5.21.

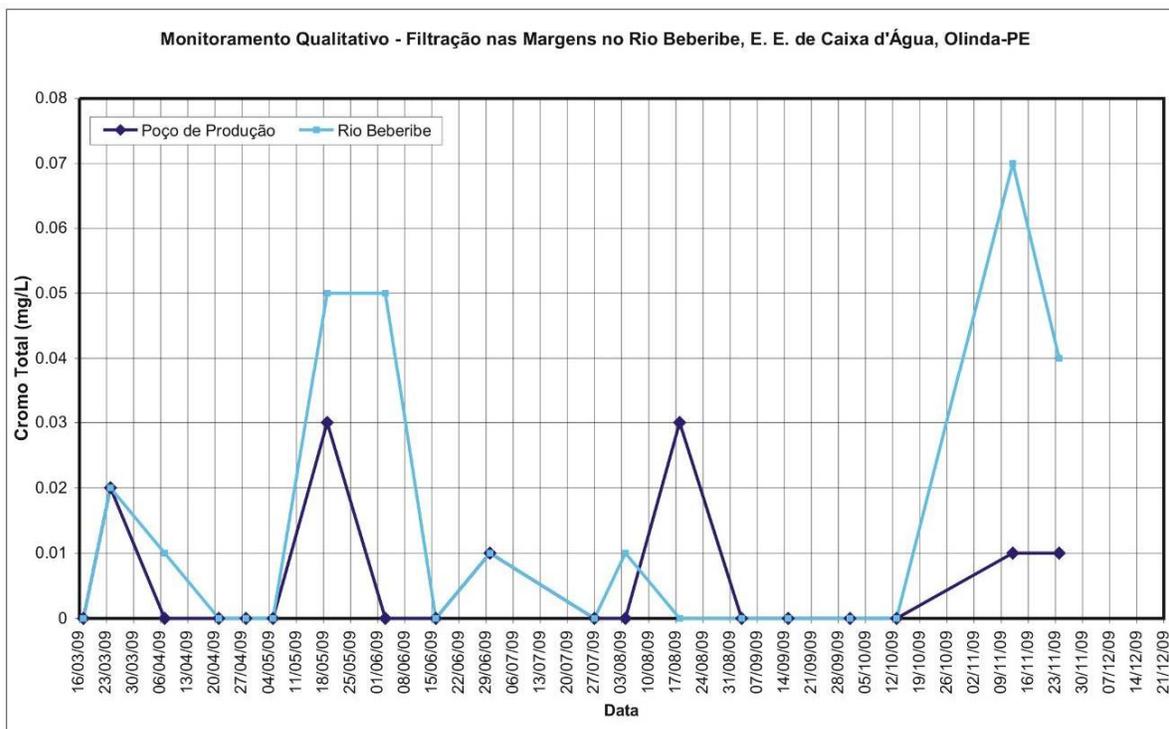


Figura 5.21 – Gráfico de cromo total durante o monitoramento qualitativo, água do rio Beberibe e poço de produção no módulo experimental, Olinda-PE.

O comportamento do cromo, assim como dos outros metais pesados analisados apresenta-se bastante irregular com grandes variações para a água do rio e do poço.

Assim como o cobre, as concentrações de cromo apresentaram níveis muito abaixo dos detectados pelos métodos de quantificação, principalmente em final do mês de abril e no mês de setembro. A precisão do equipamento para mensuração do cromo, assim como do cobre, é o Espectrofotômetro Smart Spectro – La Motte, que tem uma precisão de 0,1 ppm.

Pela legislação, Portaria MS 518/2004, o valor máximo permitido (VMP) para o cromo é de 0,05 mg/L, onde a água do poço permanece dentro dos padrões exigidos, já a água do rio Beberibe apresenta níveis acima dos exigidos.

5.2.2 – Parâmetros Bacteriológicos

Os resultados das análises para presença de coliformes totais e termotolerantes na água do rio Beberibe e poço de produção para avaliar a eficiência da Filtração em Margem na remoção dos mesmos estão relacionados na tabela 5.1 a seguir.

Tabela 5.1 – Presença de coliformes totais e termotolerantes na água do rio Beberibe e água do poço de produção, resultado em NMP/100mL.

Data	Água do rio Beberibe		Água do poço de produção	
	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes
28/08/2009	> 2.419,6	> 2419,6	ausência	ausência
04/09/2009	>2.419,6	> 2419,6	ausência	ausência
18/09/2009	> 2.419,6	> 2419,6	ausência	ausência
02/10/2009	>2.419,6	> 2419,6	ausência	ausência

Diante desses resultados, percebe-se que a água do rio Beberibe está muito poluída, com elevada presença de coliformes e com quantificação imprecisa. Sendo assim a partir daí, as amostras de 100 mL da água do rio Beberibe foram diluídas em várias proporções de 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} no intuito de um resultado mais preciso na quantificação da presença de coliformes totais e termotolerantes. A tabela 5.2 mostra estes resultados.

Tabela 5.2 – Presença de coliformes totais e termotolerantes na água do rio Beberibe, para várias diluições, e água do poço de produção, resultado em NMP/100 mL.

Data	Água do rio Beberibe		Água do poço de produção	
	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes
06/11/2009 10 ⁻¹	> 24.196	> 24.196	2,0	ausência
13/11/2009 10 ⁻²	48.392	4.220	ausência	ausência
13/11/2009 10 ⁻³	42.408	1.137	ausência	ausência
18/11/2009 10 ⁻⁴	1.516	300	ausência	ausência
18/12/2009 10 ⁻⁴	30.804	3.428	ausência	ausência

Com os resultados das tabelas 5.1 e 5.2 para a presença de coliformes totais e termotolerantes na água do rio Beberibe e água do poço de produção, observa-se a eficiência da técnica de Filtração em Margem para remoção de coliformes e conseqüentemente de possíveis organismos patogênicos, já que os coliformes são indicadores de contaminação fecal, logo também de patógenos.

Num estudo de caso feito por Wang (2000) em Louisville, nos Estados Unidos, a concentração total de coliformes na água do rio variou de 9 NMP/100 mL a 165.200 NMP/100 mL, enquanto a água advinda do poço de produção submetido à Filtração em Margem apresentou poucas detecções positivas de coliformes totais, onde a maioria estavam na concentração de 1 NMP/100 mL.

De acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, a água potável deve estar em conformidade com o padrão microbiológico estabelecido, visando o consumo humano, para isso deve apresentar ausência em 100 mL para *Escherichia coli* ou coliformes termotolerantes.

Diante dos resultados das análises quanto à presença de coliformes totais e termotolerantes, a água do poço de produção atende aos requisitos exigidos pela legislação vigente.

A partir dos resultados apresentados dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos analisados da água do rio Beberibe e da água do poço de produção, percebe-se o potencial e eficiência da Filtração em Margem no tratamento de água.

A água do poço de produção, submetido à FM, para a maioria dos parâmetros observados, encontrou-se em qualidade superior a água do rio Beberibe e atende aos Padrões de Potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde nº 518/2004.

5.3 - Remoção de Cianobactérias

Para avaliar o desempenho da Filtração em Margem instalado nas margens do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE, procurou-se caracterizar a composição fitoplanctônica local, no intuito de detectar cianobactérias na água do rio e poço, e assim avaliar o potencial da técnica para remoção desses microorganismos.

Os resultados para caracterização do fitoplâncton na água do rio Beberibe são dados em células/mL e estão apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Resultados da densidade de fitoplâncton na água do rio Beberibe, resultado em células/ mL

Água do rio Beberibe							
GRUPOS	24/11/2009	01/12/2009	09/12/2009	18/12/2009	11/01/2010	26/01/2010	28/01/2010
CHLOROPHYTA							
<i>Monoraphidium irregulare</i>	-	-	12	-	-	-	-
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-	-	-	-	50	-	-
<i>Scenedesmus sp.</i>	-	-	50	-	-	-	-
SUB-TOTAL	-	-	62	-	50	-	-
CYANOPHYTA							
<i>Aphanizomenon sp.</i>	-	-	-	636	-	-	-
<i>Limnothrix redekei</i>	-	4.073	763	1527	1.323	-	-
<i>Oscillatoria subbrevis</i>	-	-	381	-	9.293	1.527	1082
<i>Pseudanabaena catenata</i>	2.036	1.782	534	814	4.443	5.092	763
<i>Spirulina sp.</i>	-	-	-	152	-	-	-
SUB-TOTAL	2.036	5.855	1.678	3.129	15.059	6.619	1.845
BACILLARIOPHYTA							
<i>Coscinodiscus centrales.</i>	-	-	-	-	38	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana.</i>	509	-	-	12	-	-	-
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	-	-	-	-	-	63	25
<i>Pinullaria gibba</i>	1527	254	12	76	127	-	25
<i>Pinullaria pseudocardinalis</i>	-	-	-	-	-	25	-
<i>Navicula sp.</i>	-	-	-	25	-	-	-
SUB-TOTAL	2.036	254	12	113	165	88	50
EUGLENOPHYTA							
<i>Trachelomonas sp.</i>	-	-	-	50	-	89	-
<i>Euglena sp.</i>	-	-	-	-	12	-	-
SUB-TOTAL	-	-	-	50	12	89	-
TOTAL	4.072	6.109	1.752	3.292	15.286	6.769	1.895

Observa-se que na composição do fitoplâncton no rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE, 16 táxons foram identificados e divididos em 4 filos, são eles: Chlorophyta (3 espécies), Cyanophyta (5 espécies), Euglenophyta (2 espécies) e Bacillariophyta (6 espécies).

O filo Cyanophyta, grupo das cianobactérias, apresentou abundância maior para as espécies encontradas dentro da comunidade fitoplanctônica, em todas as amostras da água do rio Beberibe.

Na análise do dia 11/01/2010 a densidade de cianobactérias foi de 15.059 células/mL, com as espécies *Pseudanabaena catenata*, *Limnothrix redekei*, e *Oscillatoria subbrevis* encontradas no rio. Esse valor chega perto do limite de 20.000 células/mL que a Portaria do Ministério da Saúde 518/2004 se refere. A referida Portaria discorre que sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/mL durante o monitoramento, será exigida análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento.

A espécie de cianobactéria a *Pseudanabaena catenata* (Figura 5.22) foi encontrada em todas as amostras realizadas na água do rio Beberibe.

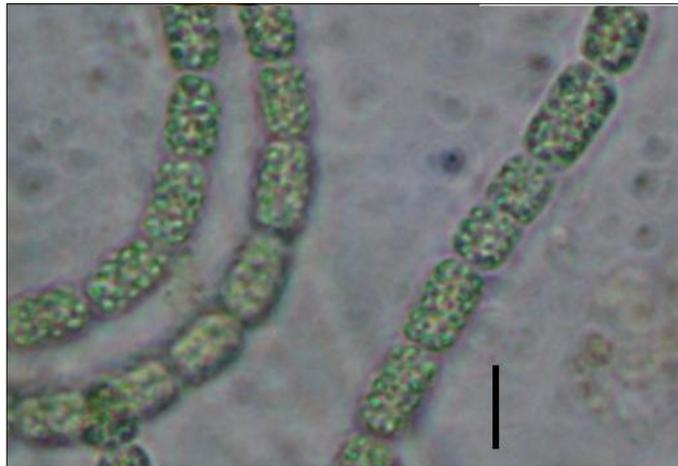


Figura 5.22 – Foto da espécie de cianobactéria, *Pseudanabaena catenata*, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a 5 micrometros)

As espécies *Oscillatoria subbrevis* (Figura 5.23) e *Limnothrix redekei* (Figura 5.24) também apresentaram-se de forma abundante no rio Beberibe.



Figura 5.23 – Foto da espécie de cianobactéria, *Oscillatoria subbrevis*, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a 10 micrometros)



Figura 5.24 – Foto da espécie de cianobactéria, *Limnothrix redekei*, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a 20 micrometros)

Para o filo Bacillariophyta, a espécie mais abundante foi a *Pinularia gibba* (Figura 5.25), sendo encontrada em quase todas as amostras da água do rio Beberibe. As espécies *Gomphonema pseudoaugur* (Figura 5.26) e *Coscinodiscus centrales* (Figura 5.27) também foram identificadas na água do rio.



Figura 5.25 – Foto da espécie *Pinularia gibba*, do filo Bacillariophyta, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a de 5 micrometros)



Figura 5.26 – A espécie *Gomphonema pseudoaugur*, do filo Bacillariophyta, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala: a barra vertical corresponde a de 10 micrometros)



Figura 5.27 – A espécie *Coscinodiscus centrales*, do filo Bacillariophyta, encontrada na água do rio Beberibe, no módulo experimental, Olinda-PE. (escala de 5 micrometros).

Não foram identificadas nenhuma composição na água do poço de produção, não apresentaram nenhuma composição de fitoplâncton, ou seja, a água do poço está isenta de cianobactérias, ocorrendo 100% de eliminação das células desses microorganismos pela Filtração em Margem.

As amostras de água retiradas dos poços de observação, SP3 e SP8, também não apresentaram células de cianobactérias. Isto mostra a eficiência de remoção desses microorganismos pela Filtração em Margem nos primeiros metros de solo das margens, visto que o SP3 fica aproximadamente 3 metros do rio, e o SP8 aproximadamente 20 metros do rio Beberibe.

Assim como, o sistema de Filtração em Margem instalado nas margens do rio Beberibe mostrou-se eficiente na remoção de cianobactérias, vários estudos também demonstram o potencial da técnica como, na cidade de Dresden, no reservatório de Radeburg (CHORUS et al., 2001); em lagos eutróficos, no sul da Finlândia (LAHTI et al. 1998); no lago Wannsee, Berlim, Alemanha, (GRÜTZMACHER et al. 2002) entre outros.

Como experiência brasileira, temos RABELO (2006) que estudou a Filtração em Margem como pré-tratamento para remoção de fitoplâncton em colunas de sedimento, na Lagoa do Perí, Florianópolis, Santa Catarina. Essa pesquisa obteve remoção de fitoplâncton em até 98,9% e remoção de cianobactérias, até 99,2%.

SENS et al. (2006) avaliou a técnica de FM como pré-tratamento à filtração direta na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, onde os resultados mostraram eliminação de 100% de ambas.

A tabela 5.4 mostra todos os resultados dos parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e cianobactérias observados na água do rio Beberibe e poço de produção para avaliação da técnica de Filtração em Margem, e seu respectivo enquadramento na Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.

Tabela 5.4 – Resultados dos parâmetros observados, variações nas concentrações, concentrações médias, enquadramento na legislação e eficiência de remoção dos mesmos pela Filtração em Margem.

PARÂMETROS	VARIÁÇÕES NAS CONCENTRAÇÕES		CONCENTRAÇÕES MÉDIAS		VALOR MÁXIMO PERMITIDO (VMP) PORTARIA MS 518/2004	EFICIÊNCIA DA FILTRAÇÃO EM MARGEM
	RIO	POÇO	RIO	POÇO		
pH	6,5 – 7,5	5,5 – 7,2	6,99	6,5	6 – 9,5	Reduziu
Turbidez (uT)	2,0 - 150	0,02 – 2,0	34,03	0,795	5	Reduziu
Condutividade (µS/cm)	140- 320	140 - 240	196,6	210,9	-	Aumentou
Dureza total	0 - 80	30 - 40	30,69	33,87	500	Aumentou
Alcalinidade total	6 - 56	8 - 25	28,6	15,4	-	Reduziu
Amônia em NH3 (mg/L)	0 - 9	0 - 1	4,144	0,448	1,5	Reduziu
Nitrito em N (mg/L)	0,007 – 3,6	0,0001 - 0,011	0,461	0,005	1	Reduziu
Nitrato em N (mg/L)	0 – 5,2	0 – 1,5	1,306	0,489	10	Reduziu
DBO (mg/L)	2,5 - 8	0 – 2,5	6,17	1,654	-	Reduziu
DQO (mg/L)	5 - 45	0 - 18	26,8	9,2	-	Reduziu
Ferro total (mg/L)	0,8 - 5	0 – 0,18	1,988	0,085	0,3	Reduziu
Manganês total (mg/L)	0 – 0,14	0 – 0,07	0,057	0,038	0,1	Reduziu/ Oscila
Zinco total (mg/L)	0 – 0,24	0 – 0,12	0,062	0,054	5	Reduziu/ Oscila
Cobre total (mg/L)	0 – 0,14	0 – 0,05	0,072	0,026	2	Reduziu/ Oscila
Cromo total (mg/L)	0 – 0,07	0 – 0,03	0,033	0,01	0,05	Reduziu
Coliformes totais (NMP/100 mL)	1.516 – 48.932	0 - 2	-	-	-	Eliminou
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	300 a > 4.220	ausência	-	-	ausência	Eliminou
Cianobactérias (cél/mL)	1752 – 15.286	ausência	-	-	-	Eliminou

6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 – CONCLUSÕES

A presente pesquisa forneceu dados importantes do desempenho do projeto piloto de Filtração em Margem, para condições locais de estudo, nas margens do rio Beberibe, inserido na Região Metropolitana do Recife, estado de Pernambuco, para tratamento natural de água.

O sistema de Filtração em Margem (FM) instalado nas margens do rio Beberibe, no terreno da E. E. de Caixa d'Água, Olinda-PE, propriedade da COMPESA, mostrou-se eficiente no tratamento natural de água, com resultados quantitativos e qualitativos bastante satisfatórios.

O poço de produção instalado no projeto piloto de Filtração em Margem, opera de maneira contínua, com vazão média considerável de 12,6 m³/h, suficiente até para abastecimento de pequenas populações, ou como uma contribuição para o sistema de distribuição da COMPESA.

De acordo com o monitoramento piezométrico realizado percebe-se conexão entre o poço de produção, os poços de observação e o rio, o que permite verificar o bom funcionamento do sistema de FM estabelecido no módulo experimental, Olinda-PE, com conexão hidráulica entre os meios envolvidos. Devido ao barramento na calha fluvial, com estacas pranchas, no rio Beberibe, o fluxo do rio para o poço acontece com maior parcela de contribuição vindo de montante desse barramento.

Em termos de qualidade, a água advinda do poço de produção, submetida à FM, apresentou-se qualitativamente superior em relação à água do rio Beberibe. A Filtração em Margem reduziu as concentrações de vários parâmetros físico-químicos como, pH, turbidez, alcalinidade total, amônia, nitrito, nitrato, DBO, DQO, ferro, manganês, zinco, cobre, cromo. Entretanto não foi eficiente na remoção da condutividade elétrica e dureza, ambas atreladas a íons dissolvidos no solo.

Do ponto de vista bacteriológico, a Filtração em Margem, no módulo experimental, Olinda-PE, mostrou-se eficiente na remoção de coliformes fecais e termotolerantes.

Por fim a água advinda do poço submetido à Filtração em Margem atendeu para os parâmetros analisados as condições de potabilidade estabelecidas pela Portaria do Ministério da Saúde n° 518/2004.

O emprego da Filtração em Margem no rio Beberibe também demonstrou eficiência na remoção de cianobactérias, organismos de grande preocupação para as companhias de saneamento. Os resultados mostraram que as cianobactérias são retidas pelo solo da margem com poucos metros de distância de percolação.

6.2 – RECOMENDAÇÕES

Estudos posteriores são necessários para ampliação de utilização dessa técnica de baixo custo e eficiente no tratamento de água para outras regiões e/ou em outros rios no estado de Pernambuco.

Como recomendações as pesquisas devem avançar em estudos sobre os diversos processos ocorrentes na Filtração em Margem, visando o entendimento de processos como, filtração, dispersão, diluição, colmatação, que ocorrem com a passagem da água através dos sedimentos das margens e leito do corpo d'água superficial.

Um melhor entendimento da camada de sedimento do leito, também é necessário, pois trata-se de uma parte fundamental no tratamento da água pela FM. Amostras dessa camada de sedimento devem ser coletadas para avaliação tanto da composição granulométrica como biológica. Além disso, ensaios de condutividade hidráulica no leito do rio precisam ser realizados.

Esforços devem ser feitos no entendimento dos processos bioquímicos e de biodegradação. Por meio de caracterização da composição de microorganismos das margens do rio Beberibe, através de ensaios SPT, sem adição de bentonita para não interferir na composição da biota, com furos perto do poço de produção e mais próximo das margens, visando uma caracterização geral de microorganismos. Composição dos macroinvertebrados, mais precisamente os metazoários, compostos por anelídeos, rotíferos, copépodos, oligoquetos entre outros podem ser feitas; além de identificação da composição de bactérias e fungos necessários para entender a biodegradação que ocorre durante a Filtração em Margem.

Analisar o potencial da Filtração em Margem na remoção de matéria orgânica, assim como, de substâncias de origem farmacêutica devem também ser foco de futuras pesquisas.

Análises de isotópos, de oxigênio e hidrogênio, são recomendadas com o objetivo de avaliar a porcentagem de água subterrânea e água superficial, na mistura

da água que compõem a água do poço de produção submetido à FM, para melhor comprovar a contribuição do rio para o aquífero.

Por fim, recomenda-se a construção de novos poços ao longo das margens do rio Beberibe, para se obter maiores vazões que possam abastecer uma quantidade significativa da população.

7 – REFERÊNCIAS

- Abdel-Fattah, A.; Langford, R.; Schulze-Makuch, D. 2007 **Applications of particle tracking techniques to bank infiltration: a case study from El Paso, Texas, USA.** Environmental Geology International Journal of Geosciences. 10.1007/s00254-007-0996-z, 2007.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Atlas Nordeste: abastecimento urbano de água: alternativas de oferta de água para as sedes municipais da Região Nordeste do Brasil e do Norte de Minas Gerais.** / Agência Nacional das Águas Superintendência de Planejamento de Recursos Hídrico; Consórcio Engecorpe/ Projotec/ Geoambiente/ Riverside Technology. Brasília: ANA, SPR, 2006.
- APHA, AWWA, WPCF (1995, 1998, 2005) **Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th, 20th and 21st edns.** American Public Health Association, Washington, DC
- APHA; AWWA; WPCF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 19.ed.Washington D. C.1995b.
- AWWA **Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide.** Denver, CO, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 1995a.
- AZEVEDO, S. M. F. O. **Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a Saúde Pública.** Medicina On Line, v. 1, Ano1, n. 3. 1998.
- AZEVEDO, S. M.F.O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. **Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru Brazil.** Toxicology 181_ 182 (2002) 441_ 446
- BAÏRLOCHER, F.; NIKOLCHEVA, L. G.; WILSON, K. P.; WILLIAMS, D. D. **Fungi in the Hyporheic Zone of a Springbrook.** Microbial Ecology. Volume 52, 708–715, 2006.
- BORK, J.; BERKHOFF, S. E.; BORK, S.; HAHN, H. J. **Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater–surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea.** Hydrogeology Journal 17: 61–75, 2009.
- BOULTON, A. J.; FENWICK, G. D.; HANCOCK, P. J. **Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates.** Invertebr Syst 22:103-116, 2008.
- BOULTON, A. J.; FOSTER, J. **Effects of buried leaf litter and vertical hydrologic exchange on hyporheic water chemistry and fauna in a gravel-bed river in northern New South Wales.** Freshwater Biology 40:229–243, 1998.
- BOURG, A. C. M.; BERTIN, C. 1993. **Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer.** Environmental Science Technology. 27, 661–666.

- BOURG, A.C.M., BERTIN, C.,. **Seasonal and spatial trends in manganese solubility in an alluvial aquifer.** *Environmental Science Technology* 28 (5), 868–876,1994.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. **Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought.** *Aquatic Microbial Ecology.* Vol. 23: 13–27, 2000.
- BOWDEN R, D.; NADELHOFFER, K. J.; BOONE, R. D.; MELILLO, J. M.; GARRISON, J. B.; **Contributions of aboveground litter, belowground litter, and root respiration to total soil respiration in a temperate mixed hardwood forest.** *Can. J. For. Res.* 23, 1402–1407, 1993.
- BRUNKE M, GONSER T **The ecological significance of exchange processes between rivers and ground-water.** *Freshwater Biol* 37:1–33, 1997.
- CABRAL, J. J. S. P.; FARIAS, V. P.; SOBRAL, M. C.: PAIVA, A. L. R. DE ; SANTOS, R. B. **Groundwater Management in Recife.** *Water International*, v. 33, p. 86-99, 2008.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais.** São Carlos: RiMa, 2006.
- CAMPOS, H.L. **Processo Hidrológico 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.
- CARMICHAEL, W. W. **Blue-Green Algae: An Overlooked Health Threat.** In *Health & Environment Digest.* Freshwater Foundation. July, v.5, n.6: 1-4. 1991.
- CARMICHAEL, W.W. **Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins.** *Applied Bacteriology*, 72: 445–454, 1992.
- CARMICHAEL, W.W., AZEVEDO, S.M.F.O., AN, J.S., MOLICA, R.J.R., JOCHIMSEN, E.M., LAU, S., RINEHART, K.L., SHAW, G.R., EAGLESHAM, G.K., **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins.** *Environ. Health Perspect.* 109, 663_ 668, 2001.
- CHAVES, P. F.; ROCHA, S. B.; AMANDA T. M. D.; YUNES, J. S. **Ocorrência de Cianobactérias Produtoras de Toxinas no rio dos Sinos (Rs) entre os anos de 2005 e 2008.** *Oecologia. Brasiliensis.*, 13(2): 319-328, 2009.
- CHORUS I, SCHLAG G, HEINZE R, PÜTZ K, KRUSPE U **Elimination of microcystins through bank filtration at the Radeburg reservoir.** In: Chorus I (ed) *Cyanotoxins, occurrence, causes, and consequences.* Springer, Berlin, pp 226–228, 2001.
- CHORUS I., KLEIN, G., FASTNER, J. AND ROTARD, W. **Off-flavors in surface waters, how efficient is bank filtration for their abatement in drinking water?** *Wat. Sci. Technol.*, 25/2, 251-258, 1993.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** London: E & FN Spon, 416p,1999.

Codd G. A.; Bell, S. G. **The occurrence and fate of blue-green algal toxins in freshwaters**. London, Her Majesty's Stationery Office (National Rivers Authority R and D Report 29), 1996.

CODD, G.A.; BELL, S.G.; KAYA, K.; WARD, C.J.; BEATTIE, K.A.; METCALF, J.S. **Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health**. European Journal of Phycology 34, 405-415, 1999.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução 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.

CONDEPE-FIDEM (Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco). **Programa de Infra-Estrutura em Áreas de Baixa Renda da RMR – Prometrópole**. 2009.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA E. M. **Dinâmica de Cianobactérias em Reservatórios Eutróficos do Semi-Árido do Rio Grande do Norte**. Oecologia. Brasiliensis., 13(2): 382-401, 2009.

DAHM, C. N.; N. B. GRIMM, P.; MARMONIER, H. M. ; VERVIER, P. **Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters**. Freshwater Biology 40:427–451, 1998.

DASH, R. R.; MEHROTRA, I.; KUMAR, P.; GRISCHEK, T. **Lake bank filtration at Nainital, India: water quality evaluation**. Hydrogeology Journal, 10.1007/s10040-008-0295-0. Springer-Verlag 2008

DAVIDSON, E. A.; BELK, E.; BOONE, R. D. **Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest**. Global Change Biol. 4, 217–227, 1998.

DILLON, P.J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; HUTSON J. **The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers**. Journal of Hydrology. Vol 266, pag 209–22, 2002.

DONALD, D.; GRYGASKI, T. **Development of a Sustainable Potable Water Supply for Rural Villages in the Coastal Region of Tazanian, Africa**. 2002.

DOUSSAN, C.; POITEVIN, G.; LEDOUX, E.; DETAY, M. **River bank filtration: modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species**. Journal of Contaminant Hydrology 25 129-156, 1997.

ECKERT, P.; IRMSCHER, R. **Over 130years of experience with riverbank filtration in Düsseldorf, Germany**. J Water SRT Aqua 55:283–291, 2006.

ENFIELD, C.G.; BENGTTSSON, G.; LINDQVIST, R., **Influence of macromolecules on chemical transport**. Environmental Science Technology 23 (10), 1278– 1286, 1989..

FALCONER, I.R. **Health implications of Cyanobacterial (blue-green algae) toxins**. In: *Toxic Cyanobacteria current status of research and management*. Eds. Steffensen

DA & Nicholson BC. Proceedings for an International Workshop. Adelaide. Austrália, 1994.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; D'ÂNGELA, B. **Ecologia de Cianobactérias: Fatores Promotores e Consequências das Florações**. *Oecologia Brasiliensis*, 13(2): 247-258, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S.; SOARES, M. C.; ROCHA, M. I. A.; MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. **Florações de cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton**. *Oecologia Brasiliensis*, 13(2):346-365, 2009.

FRANZLUEBBERS, A. J.; HONS, F. M.; ZUBERER, D. A. **Tillage and crop effect on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density**. *Appl. Soil Ecol.* 2, 95– 109, 1995.

FRASER, B.G.; WILLIAMS, D.D. **Seasonal boundary dynamics of a groundwater/surface-water ecotone**. *Ecology* 79: 2019–3031, 1998.

FRIMMEL, F.H., **Characterization of natural organic matter as major constituents in aquatic systems**. *Journal Contaminant Hydrology* 35, 201–216, 1998.

GIBERT, J., M. J. DOLE-OLIVIER, MARMONIER, P.; VERVIER, P. (1990) **Surface water–groundwater ecotones**. Pages 199–225 *in* R.J.H. Naiman and H. De´camps (eds.), *The ecology and management of aquatic–terrestrial ecotones*. UNESCO and The Parthenon Publishing Group, London, England.

GORDON, N.B.; MCMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L. **Stream hydrology: an introduction for ecologists**, Wiley, Chichester, 1992.

GRIFFITHS, R. P.; ENTRY, J. A.; INGHAM, E. R.; EMMINGHAM, W. H. (1997) **Chemistry and microbial activity of forest and pasture riparian zone soils along three Pacific Northwest streams**. *Plant Soil* 190, 169–178, 1997.

GRISCHEK, T., P. NEITZEL, T. ANDRUSCH, U. LAGOIS, W. NESTLER. **Fate of EDTA During Infiltration of Elbe River Water and Identification of Infiltrating River Water in the Aquifer (in German)**. *Vom Wasser*, 89:261-282, 1997.

GRÜTZMACHER G, BÖTTCHER G, CHORUS I, KNAPPE A, PEKDEGER A **Cyanobacterial toxins in bank filtered water from Lake Wannsee, Berlin**. In: Dillon P (ed) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Swets and Zeitlinger, Lisse, pp 175–179, 2002.

HANCOCK, P. J. **Human Impacts on the Stream–Groundwater Exchange Zone**. *Environmental Management* Vol. 29, No. 6, pp. 763–781, 2002.

HEBERER, T. **Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water**. *Journal of Hydrology* 266, 175–189, 2002.

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

HEBERER, TH., VERSTRATEN, I.M., MEYER, M.T., MECHLINSKI, A., REDDERSEN, K., **Occurrence and fate of pharmaceuticals during bank filtration_ preliminary**

results from investigations in Germany and the United States. Water Resources. Update 120, 4 - 17, 2001.

HINKEL, R. **Vegetação Ripária: Funções e Ecologia.** I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias – Alfredo Wagner/SC – 22/09/2003.

HISCOCK, K.M.; GRISCHEK T. **Attenuation of groundwater pollution by bank filtration.** Journal of Hydrology. Vol 266, pag 139–144, 2002.

HRUDEY S. E., KENEFICK S. L., LAMBERT T. W., KOTAK B. G., PREPAS E, E. AND HOLMES C. F. B. **Sources of uncertainty in assessing the health risk of cyanobacterial blooms in drinking water supplies.** In Proceedings of the 1st International Symposium on Detection Methods for cyanobacterial (blue-green algal) toxins, pp. 1-5. Royal Society of Chemistry, Bath, 1994.

HUMPHREYS, W. F. **Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other?.** Hydrogeology Journal 17:5-21, 2009.

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

Instituto Nacional de Meteorologia – INMET; 3º Distrito de Meteorologia – DISME. **Boletim com a Normal Climatológica no período de 1961 a 1990,** 2003.

JOCHIMSEN, E.M., CARMICHAEL, W.W., AN, J., DENISE, M.C., COOKSON, S.T., HOLMES, C.E.M., ANTUNES, M.B.C., MELO, F.D.A., LYRA, T.M., BARRETO, V.S.T., AZEVEDO, S.M.F.O., JARVIS, W.R., **Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil.** N. Engl. J. Med. 338 (13), 873_ 878, 1998.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. **Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial).** Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 4–10, 1997.

KEDZIOREK, M. A. M.; GEOFFRIAU, S.; BOURG, A. C. M. **Organic Matter and Modeling Redox Reactions during River Bank Filtration in an Alluvial Aquifer of the Lot River, France.** Environmental Science Technology, 42 (8), pp 2793–2798, 2008.

KELTING, D. L.; BURGER, J. A.; EDWARDS, G. S. **Estimating root respiration, microbial respiration in the rhizosphere, and rooftop soil respiration in forest soils.** Soil Biol. Biochem. 30, 961– 968, 1998.

KILEY, D. K.; SCHNEIDER, R. **Riparian roots through time, space and disturbance.** Plant and Soil 269: 259–272, 2005.

KIM, S. B.; CORAPCIOGLU, M. Y. **Contaminant transport in riverbank filtration in the presence of dissolved organic matter and bacteria: A kinetic approach.** Journal Hydrology, 266, 269–283, 2002.

KIM, S. B.; CORAPCIOGLU, M. Y., KIM D. J. **Effect of dissolved organic matter and bacteria on contaminant transport in riverbank filtration.** Journal of Contaminant Hydrology. Vol 66, pag 1– 23, 2003.

- KOBIYAMA, M. **Conceitos de Zona Ripária e seus Aspectos Geobiohidrológicos.** I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias – Alfredo Wagner/SC – 22/09/2003.
- KOWALENKO, C. G.; IVARSON, K. C.; CAMERON, D. R. **Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from field soils.** Soil Biol. Biochem. 10, 417–423, 1978.
- KRUHM-PIMPL, M. **Pesticides in Surface Water– Analytical Results for Drinking Water Reservoirs and Bank Filtrate Waters.** Acta Hydrochim. Et Hydrobiol. 21(3):145-152, 1993.
- KUEHN, W., MUELLER, U., **Riverbank filtration: an overview.** J. Am. Water Works Assoc. 92 (12), 60–69, 2000.
- LAHTI K, VAITOMAA J, KIVIMÄKI A-L, SIVONEN K **Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of groundwater and in bank filtration.** In: Peters JH et al (eds) Artificial recharge of groundwater. Balkema, Rotterdam, pp 211–216, 1998.
- LAHTI, K., KILPONEN, J., KIVIMÄKI, A.-L., ERKOMAA, K. AND SIVONEN, K. **Removal of cyanobacteria and their hepatotoxins from raw water in soil and sediment columns.** In: A.-L. Kivimäki and T. Suokko [Eds] Artificial Recharge of Groundwater. NHP/Report No. 38, Helsinki, 187-195, 1996.
- LECHEVALLIER, M.W., NORTON, W.D., LEE, R.G., **Giardia and Cryptosporidium spp. In filtered drinking water supplies.** Appl. Environ. Microbiol. 57 (9), 2617–2621, 1991.
- LEE, JEONG-HWAN; HAMM, SE-YEONG; CHEONG, JAE-YEOL; KIM, HYOUNG-SOO; KO, EUN-JOUNG; LEE, KWANG-SIK; LEE, SANG-IL. **Characterizing riverbank-filtered water and river water qualities at a site in the lower Nakdong River basin, Republic of Korea.** Journal of Hydrology 376 209–220, 2009.
- LIKENS, G.E., **The ecosystem approach: its use and abuse.** Excellence in Ecology 3. Otto Kline (Ed.). Ecology Institute, Germany. 166 p, 1992.
- LITERATHY, P., LÁSZLÓ, F., 1996. **Processes Affecting the Quality of Bank-Filtered Water.** in KIVIMÄKI, A.-L., SUOKKO, T. (Eds), Proceedings of the International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater, NHP Report No. 38. Nordic Hydrological Programme, Helsinki, Finland, pp. 53-64.
- MAGEE, B.R., LION, L.W., LEMLEY, A.T., **Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenanthrene in porous media.** Environ. Sci. Technol. 25 (2), 323– 331, 1991.
- MARMONIER, P., FONTIEILLE, D., GIBERT, J., VANEK, V., **Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhône River and its alluvial aquifer.** J. North Am. Benthol. Soc. 14 (3), 382– 392, 1995.
- MARMONIER, P.; VERVIER, P.; GIBERT, J.; DOLE-OLIVIER, M.J. **Biodiversity in ground waters.** Trends in Ecology and Evolution 8:392–394, 1993.
- MEDEMA GJ, STUYFZAND PJ **Removal of micro-organisms upon basin recharge, deep well injection and river bank filtration in the Netherlands.** In: Dillon P (ed) Management of aquifer recharge for sustainability. Swets and Zeitlinger, Lisse, pp 125–131, 2002.

MIETTINEN, I.T.; MARTIKAINEN, P.J.; VARTIAINEN, T. **Humus transformation at the bank filtration water plant.** *Water Science Technology* 30(10):179–187, 1994.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, **Fundação Nacional de Saúde. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** – Brasília, 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, **Portaria MS n.º 518/2004 / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação- Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.**

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano.** 212 p. – Brasília : Ministério da Saúde, 2006.

MOLICA R.; AZEVEDO S. **Ecofisiologia de Cianobactérias Produtoras de Cianotoxinas.** *Oecologia. Brasiliensis.*, 13(2): 229-246, 2009.

MORRICE, J. A.; DAHM, C. N.; VALETT, H. M.; UNNIKISHNA, P. V.; CAMPANA, M. E. **Terminal electron accepting processes in the alluvial sediments of a headwater stream.** *Journal of the North American Benthological Society* 19:593–608, 2000.

MOURA, A. N.; DANTAS, E. W.; BITTENCOURT- OLIVEIRA, M. C. **Structure of the Phytoplankton in a Water Supply System in the State of Pernambuco – Brazil.** *Brazilian Archives of Biology and Technology.* Vol.50, n. 4 : pp. 645-654 July 2007

NASCIMENTO, B. B. **Vulnerabilidade do Sistema de Abastecimento de Água potável na Região Metropolitana do Recife: Intermitência e Poluição.** Universidade Federal de Pernambuco, Curso de Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais. Dissertação de Mestrado. Recife – PE.130p. 2003

PAIVA, A. L. R. **O processo de Filtração em Margem e um Estudo de Caso no rio Beberibe.** Universidade Federal de Pernambuco, Doutorado em Engenharia Civil – Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Tese de Doutorado. Recife – PE. 149 p. 2009.

PARKIN, T. B.; DORAN, J. W.; FRANCO-WIZCAINO, E. **Field and Laboratory tests of soil respiration in Methods for Assessing Soil Quality.** Eds. J W Doran and A J Jones. Soil Science Society of America Special Publication No 49, Madison, Wisconsin, USA, 1996.

PORTARIA 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.** D.O.U. - Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 26 de março de 2004. Ministério de Estado da Saúde.

PUSH, M.; FIEBIG, D.; BRETTAR, I.; EISENMANN, H.; ELLIS, B. K.; KAPLAN, L. A.; LOCK, M. A.; NAEGELI, M. W.; TRAUNSPURGER, W. **The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters.** *Freshwater Biology* 40, 453-495, 1998.

RABELO, L. **Estudos Preliminares para Implantação da Filtração em Margem na Lagoa do Perí como Pré-tratamento de Água para Remoção de Fitoplâncton.**

Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006, 125p.

RAICH, J. W.; SCHLESINGER, W. H. **The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate.** Tellus 44B, 81–99, 1992.

RAY, C. **Worldwide potential of riverbank filtration.** Clean Technologies and Environmental Policy, 10.1007/s10098-008-0164-5, 2008.

RAY, C., **Modeling RBF efficacy for mitigating chemical shock loads.** J. Am. Water Works Assoc. 96 (5), 114–128, 2004.

RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. **Riverbank Filtration: improving source-water quality.** Kluwer Academic Publishers. California, USA, 2002.

RESSOM R et al. **Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae).** Canberra, Australian National Health and Medical Research Council, pp. 1-108, 1994.

RODRIGUES, S.C.; L TORGAN, L.; SCHWARZBOLD, A. **Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil.** Acta bot. bras. 21(3): 707-721. 2007

ROSET, J.; AGUAYO, S.; MUÑOZ, M. J. **Detección de cianobacterias y sus toxinas: una revisión.** Rev. Toxicologia, v. 18, p. 65- 71, 2001.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; SOUZA, R. C. R. **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planstônicas de Águas Continentais Brasileiras.** Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, 2006.

SCHIVEN, J. F.; BERGER, P.; MIETTINEN. I. **Bank Filtration for Water Supply.** Ed.; Kluwer Academic Publishers: Norwell, MA, in press, 2002.

SCHLESINGER, W. H. **Carbon balance in terrestrial detritus.** Ann. Rev. Ecol. Syst. 8, 51–81, 1977.

SCHMIDT, C. K.; LANGE, F. T.; BRAUCH, HEINZ-JÜRGEN; KÜHN, W. **Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany.** DVGW-Water Technology Center (TZW), 2003.

SCHUBERT, J. **Hydraulic aspects of riverbank filtration—field studies.** Journal of Hydrology 266 145–161, 2002.

SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E GESTÃO, GOVERNO DE PERNAMBUCO. **Urbanização da Bacia do Rio Beberibe.** Recife, 2008.

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

SENS, M.L.; DALSSASSO, R. L.; MONDARDO, R. I.; FILHO, L. C. M. **Filtração em Margem.** In: PROSAB 4. (Org.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano, Capítulo 5. PROSAB, ABES. Rio de Janeiro. 2006.

- SHAMRUKH, M.; ABDEL-WAHAB A. **Riverbank filtration for sustainable water supply: application to a large-scale facility on the Nile River**. Clean Technologies and Environmental Policy, 10.1007/s10098-007-0143-2. Springer-Verlag, 2008.
- SHEETS, R.A.; DARNER, R.A.; WHITTEBERRY, B.L. **Lag times of bank filtration at a well field, Cincinnati, Ohio, USA**. Journal of Hydrology 266, 162–174, 2002.
- SINGH, J. S.; GUPTA, S. R. **Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems**. Bot. Rev. 43, 449–528, 1977.
- SIVONEM, K. & JONES, G. **Cyanobacterial toxins**. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health, consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London, p. 41-91, 1999.
- SOARES, M. C. S.; SOPHIA, M. G.; HUSZAR, V. L. M. **Phytoplankton flora of two rivers in Southeast Brazil – Paraibuna and Pomba Rivers, Minas Gerais**. Revista Brasil. Bot., V.30, n.3, p.433-450, jul.-set. 2007
- SOLO-GABRIELE, H., NEUMEISTER, S. **US outbreaks of cryptosporidiosis**. J. Am. Water Works Assoc. 88 (9), 76–86, 1996.
- SOPHOCLEOUS, M. **Interactions between groundwater and surface water: The state of the science**. Hydrogeology. J. 10, 52–67, 2002.
- STANFORD, J.A.; WARD, J. V. **An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor**. Journal of the North American Benthological Society, 12, 48±60, 1993.
- STUYFZAD, P.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M.; LANGE, W. **Riverbank filtration in Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions**. NATO Advanced Research Workshop: Clogging in Riverbank Filtration, Bratislava, 7-10 of septmber, 2004.
- STUYFZAND, P. J. **Hydrology and Water Quality Aspects of Rhine Bank Groundwater in the Netherlands**. J. Hydrol. 106(3/4):341-363, 1989.
- TEIXEIRA, M. G. L. C., COSTA, M. C. N., CARVALHO, V. L. P., PEREIRA, M. S. & HAGE, E., **Epidemia de gastroenterite na área da barragem de Itaparica, Bahia**. Bol. Of Sanit. Panam. 114(6): 502-511, 1993.
- TORGAN, L. C. **Floração de algas: composição, causas e conseqüências**. Florianópolis, *Ínsula* (19): 15-34, 1989.
- TUFEKCIOGLU, A.; RAICH, J. W.; ISENHART, T. M.; SCHULTZ, R. C. **Fine root dynamics, coarse root biomass, root distribution, and soil respiration in a multi species riparian buffer in Central Iowa, USA**. Agrofor. Sys. 44, 163–174, 1999.
- TUFEKCIOGLU, A.; RAICH, J. W.; ISENHART, T. M.; SCHULTZ1, R. C. **Soil respiration within riparian buffers and adjacent crop fields**. Plant and Soil , 229: 117–124, 2001.
- TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. **Bank Filtration: A Promise of**. ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY, NOVEMBER 1, 2002.
- TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. : Rima, São Carlos. 248p, 2003.

US Environmental Protection Agency, **National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule.** Environmental Protection Agency, 40 CFR Parts 9, 141 and 142, pp. 217–231, 2001.

UTERMÖHL, H. **Zur vervollkomnung der quantitativen phytoplankton: methodic.** Mitteilungen internationale vereinigung fur theoretische und angewandte limnologie, v. 9, p. 1-38, 1958.

VERSTRAETEN, I. M., J. D. CARR, G. V. STEELE, E. M. THURMAN, M. T. MEYER, D. F. Dormedy. **Surface-Water/Ground-Water Interaction: Herbicide Transport into Municipal Collector Wells.** J. Environ. Qual. 28 (5), p. 1396-1405, 1999.

VERSTRATEN, I.M; HEBERER, T.; SHEYTT, T. **Ocurrence, characteristics, and transport and fate of pesticides, pharmaceutical active compounds, and industrial and personal care products at bank filtration sites.** In: Riverbank Filtration – Improving source-water quality, Chapter 9, ed. C Ray, G Melin, R. B. Linsky. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academics Publishers, 2002.

VERVIER, P.; GIBERT, J.; MARMONIER, P.; DOLE-OLIVIER, M.-J. **A perspective on the permeability of the surface freshwater–groundwater ecotone.** Journal of the North American Benthological Society 11:93–102, 1992.

VOGEL, J.R.; BARBER L.B.; FURLONG E.T.; COPLEN T.B.; VERSTRAETEN I.M.; MEYER M.T. **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.** U.S. Geological Survey, Reston, Virginia: 2005a.

VOGEL, J.R.; HARRIS, S.I.; COPLEN, T.B.; RICE, E.W.; VERSTRAETEN, I.M. **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.** U.S. Geological Survey, Reston, Virginia: 2005b.

Von GUNTEN, H.R., KARAMETAXAS, G., KRA“HENBU“ HL, U., KUSLYS, M., GIOVANOLI, R., HOEHN, E., KEIL, R. **Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater.** Geochim. Cosmochim. Acta 55, 3597–3609, 1991.

von SPERLING, E. In: **Restoration and Management of tropical eutrophic lakes.** Science Publishers, Inc. Enfield, USA, 533p, 2005.

WANG, J. (2000) **Riverbank Filtration Case Study at Louisville, Kentucky.** In: RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. B. Riverbank Filtration: improving source-water quality. Chapter 7. Kluwer Academic Publishers. California, USA, 2002.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. **Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation.** Regulated Rivers: Research and Management, 11, 105±119, 1995.

WEISS, W. J.; BOUWER, E. J.; ABOYTES, R.; LECHEVALLIER M. W.; O’MELIA C. R.; LE, B. T.; SCHWAB, K. J. **Riverbank filtration for control of microorganisms: Results from field monitoring.** Water Research. Vol 39, pag 1990–2001, 2005.

WEISS, W.J., BOUWER, E.J., BALL, W.P., O’MELIA, C.R., LECHEVALLIER, M.W., ARORA, H., SPETH, T.F. **Riverbank filtration—fate of DBP precursors and selected microorganisms.** J. Am. Water Works Assoc. 95, 2003a.

WEISS, W.J., BOUWER, E.J., BALL, W.P., O'MELIA, C.R., LECHEVALLIER, M.W., ARORA, H., ABOYTES, R., SPETH, T.F. **Study of water Quality Improvements during Riverbank Filtration at Three Midwestern United States Drinking Water Utilities.** Geophysical Research Abstracts, Vol. 5, 04297, 2003b.

WETT, B.; JAROSCH, H.; INGERLE, K. **Flood induced infiltration affecting a bank filtrate well at the river Enns, Austria.** Journal Hydrology 266, 222–234, 2002.

WHITTONN, B.A.A.; POTTS, M. **The Ecology of Cyanobacteria, Their Diversity in Time and Space.** Dordrecht, LLondon, Boston: Kluwer Academic Plublishers. 669p., 2000.

WINTER, T. C.; HARVEY, J. W.; FRANKE, O. L.; ALLEY, W. M. **Ground Water and Surface Water.ASingle Resource.** USGS Circular 1139; U.S. Geological Survey: Denver, CO, 1999.

WOESSNER, W. W. **Stream and fluvial plain groundwater interactions: rescaling hydrogeologic thought.** Ground Water 38(3): 423–429, 2000.

Wu, Y. ; Hui, L.; Wang, H.; Li, Y.; Zeng, R. **Effectiveness of riverbank filtration for removal of nitrogen from heavily polluted rivers: a case study of Kuihe River, Xuzhou, Jiangsu, China.** Environmental Geology International Journal of Geosciences, 10.1007/s00254-006-0445-4, 2006.