

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Luis Guillermo Romero Esquivel

**REMOÇÃO DE MATERIA ORGÂNICA NATURAL E
PRECURSORES DE TRIALOMETANOS POR FILTRAÇÃO EM
MARGEM NA LAGOA DO PERI, SANTA CATARINA, BRASIL**

Tese submetida ao Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental
da Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Luiz
Sens

Florianópolis
2012

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho só foi possível graças ao auxílio de várias pessoas, porém, a sequência na qual os nomes estão citados, não segue uma relação de importância, são todos igualmente importantes.

Agradeço a meu Deus pela oportunidade e tempo que me deu para a consecução deste projeto.

Ao Prof. Dr. Maurício Luis Sens pela confiança em abrir as portas do Brasil e do laboratório sem me conhecer.

À Andrea, primeiramente, pela sua companhia e paciência, mas pela perseverança, apoio e exemplo, sem você as coisas teriam sido muito mais complicadas.

Aos meus pais Ana e Guillermo, que não têm ideia de quanto me tem ensinado; às minhas irmãs Rosario e Ruth e meus irmãos Josue e David.

Aos meus amigos e amigas que conheci no Brasil e no programa da Pós.

Ao PGEEngAmb, à Universidade Federal de Santa Catarina, ao programa CONICIT/CNPq/CONAPE e Instituto Tecnológico da Costa Rica, pela oportunidade de realizar este trabalho e pelo apoio financeiro.

Aos colegas, amigos e amigas do Laboratório de Potabilização de Águas do Laboratório, especialmente, agradeço ao Bruno, Juliana, Marina e aos bolsistas que me ajudaram e acompanharam nas análises e viagens a Lagoa: Carol, Renata (nova), Fernandinha e Fernadinho, Danilo, Luis (Gaúcho), Márcio (Japa) e Aloísio.

Ao Prof. Dr. Thomas Grischek, da Universidade Aplicadas de Dresden, assim como a toda a sua equipe de trabalho. Sem a ajuda do Prof. Grischek não teria conseguido conceituar este projeto.

E a todas as pessoas que contribuíram neste trabalho mas que por questão de espaço não consigo mencionar aqui.

RESUMO

A filtração em margem, FM, consiste em induzir o escoamento da água das fontes superficiais, localizadas em formações geológicas de tipo aluvião ou não consolidadas, até poços e galerias adjacentes. A fim de estudar e comparar a FM com a filtração direta (FD), foi realizado um estudo de FM no nível piloto, no manancial Lagoa do Peri em Santa Catarina. Para isso, foram construídos três sistemas diferentes: piezômetros, colunas preenchidas com sedimento do fundo da Lagoa e bio filtro de pedra pomes, *test filter* (TF). Nesses sistemas, foram estudadas as variações da qualidade da água, características redox, remoção de matéria orgânica natural (MON) e remoção dos precursores de trihalometanos (TAM). Paralelamente, foi caracterizada a água, obtida por FD, no local. A hidrogeologia local é do tipo depósito litorâneo com textura arenosa, condutividade hidráulica média de 10^{-4} m/s e profundidade do aquífero (18 m), apropriados para a FM. A cor e turbidez foram removidos atingindo valores abaixo das exigidas pela norma, nos primeiros centímetros de infiltração (1 dia de percurso). Da mesma forma, a maioria da MON foi removida ao início da infiltração, acompanhada pela aparição de condições redutoras, que comprometeram a qualidade da água, pela presença de ferro, manganês e sulfeto de hidrogênio. A remoção de MON e precursores de TAM foi próxima de 45-35% de carbono orgânico dissolvido e total (COD e COT) e 70% de precursores, após 100 dias de percurso. Porém, a dessorção/dissolução de carbono orgânico sólido (COS), previamente depositado no subsolo, reduziu a remoção, especialmente durante os meses mais quentes. Houve uma redução preferencial dos precursores de TAMs, em relação à MON total. A remoção da MON e de precursores, sem o fenômeno de dessorção/dissolução, mostraram uma cinética de primeira ordem. O COD e os precursores de TAM, relacionados com uma fração de MON facilmente biodegradável, foi removido em menos de 2 dias de percurso; outra fração menor, moderadamente degradável, precisou de 100 dias. A MON e precursores residuais foram não degradáveis, em condições práticas de FM. Dessa forma, a maior capacidade da FM foi atingida após 100 dias de percurso. As condições redox da água tratada por FM se apresentaram como a principal desvantagem da mesma, frente à FD. No entanto, a infraestrutura do sistema de FD poderia ser utilizada como pós-tratamento da água provida por FM, em condições anaeróbias.

Palavras-chave: Tratamento de água. Matéria orgânica natural. Trihalometanos. Filtração em margem. Lagoa do Peri, SC.

ABSTRACT

Bank filtration, BF, consists into induced surface water, located on alluvial and non-consolidated geological formation, to flow to pumping wells and galleries installed on their banks. BF was studied and compare with direct filtration (DF) in pilot scale in Lagoa do Peri Lake, Santa Catarina. Three diferent systems were constructed: a piezometer on the banks, columns filled with sand from the lake bottom and a pumice stone bio-filter, test filter (TF). The systems permit to study water quality parameters, redox conditions and the remval of natural organic matter (NOM) and thrihalomethanes (THM) precursors. At the same time BF treated water from the same lake was monitored. Sandy littoral deposits form the local hydrology of the study site; with mean hydraulic conductivity of 10^{-4} m/s and 18 m aquifer depth, typical characteristics for BF application. Turbidity and apparent color were removed in the first centimeters of infiltration (1 day of nitration). In a similar way most of the NOM was also removed at the beginning of the infiltration. A shift to reductive conditions was also observed with the presence of iron, manganese and hydrogen sulphide in the filtrate water. NOM (as total and dissolved organic carbon) and THM precursor removal was about 45-35% and 70% respectively, after 100 days of infiltration. However, desorption/dissolution of organic carbon from the subsoil was observed principally during the warmer months. There was a preferential THM precursor removal in relation to the total NOM. The NOM and precursors removal showed a first order kinetics during the nom desorption/dissolution period. The dissolved organic carbon and the precursors corresponding with an easily degradable fraction were removed during the first 2 days of infiltration. A second, moderately degradable fraction was removed in 100 days. The residual NOM and precursors were considered nom degradable in practical conditions. Therefore, the highest BF capacity was at 100 days of travel time. Finally, comparing BF with DF, the reduced redox conditions seem to be the principal disadvantage of the former. However, the existing DF infrastructure could be used to treat the BF water.

Keywords: Drinking water treatment. Natural organic matter. Trihalomethanes. Bank Filtration. Lagoa do Peri, SC.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Comparação da produção de clorofórmio por microalgas, ácidos húmicos e fúlvicos (PLUMMER; EDZWALD, 2001).	26
Figura 2.2: Diagrama do funcionamento da filtração em margem (Adaptado de Hiscock; Grischek, (2002); Sens <i>et al.</i> (2006)).....	38
Figura 2.3: Posições recomendadas para a FM em trecho curvo, com ênfase na secção transversal (Adaptado de Grischek <i>et al.</i> , (2007); Sens <i>et al.</i> , (2006)).....	41
Figura 2.4 Esquema do sistema Test Filter. (Fonte: Worch <i>et al.</i> , 2002)	44
Figura 2.5: Sistema de coluna em fluxo contínuo para estudos de adsorção utilizado por Worch <i>et al.</i> (2002). Verificar essa figura	45
Figura 2.6: Correlação entre a remoção de PFTAM e COT em vários rios da América do Norte (baseado em WEISS <i>et al.</i> , 2003a; 2003b). .	57
Figura 2.7: Esquema para a determinação das constantes de biodegradação segundo o estudo proposto por Schoenheinz (2004).....	59
Figura 2.8: Resultados da degradação da MON para (a) uma meia vida, e (b) duas meia vidas (SCHOENHEINZ, 2004).	59
Figura 2.9: Cromatograma de LC-OCD para o sitio de FM no lago Tegel, Berlin. Fonte: Grünheid, Amy e Jekel (2005).	66
Figura 3.1: Locais de realização dos estudos, Ilha de Santa Catarina. ..	78
Figura 3.2: Localização do sistema de piezômetros, instalado na Lagoa do Peri.	81
Figura 3.3: Projeto de poço de monitoramento com revestimento simples. Fonte: ABNT (2007).....	82
Figura 3.4: Piezômetro (P8) na beira da Lagoa do Peri.....	83
Figura 3.5: Piezômetros a 1 m da Lagoa: construção (a); ponteiras (b) e sistema de coleta na superfície (c).....	84
Figura 3.6: Sistema de colunas para o estudo da filtração em margem.	87
Figura 3.7: Sistema "test filter" utilizado no experimento.	90
Figura 4.1: Regiões da Ilha de Santa Catarina com potencial para a FM. 1al: deposito aluvionar; 1de: deposito eólico; 1dl: deposito litorâneo.	98
Figura 4.2: Perfil estratigráfico da área de estudo, incluindo a localização do sistema de poços/piezômetros.	102
Figura 4.3: Medição do nível na Lagoa e nos piezômetros, durante o ano 2011.....	103
Figura 4.4: Estimativa do tempo de percurso sob bombeamento de 30 m ³ /d no P20.	107
Figura 4.5: Variação da condutividade hidráulica com a temperatura no sistema de colunas.....	108

Figura 4.6: Variação sazonal da velocidade de infiltração no sistema de colunas.	109
Figura 4.7: Variação dos parâmetros redox no sistema de colunas, durante o período de junho 2011 a fevereiro 2012.....	120
Figura 4.8: Cromatograma de carbono orgânico dissolvido da água da Lagoa.	122
Figura 4.9: Variação sazonal da MON na água da Lagoa do Peri, durante o período maio 2011- abril 2012.....	123
Figura 4.10: Variação sazonal do PFTAMT na água da Lagoa do Peri, durante o período de maio 2011 - abril 2012	123
Figura 4.11: Remoção da MON no sistema de piezômetros.....	125
Figura 4.12: Comportamento da MON no sistema de colunas: (A) redução de COT e COD; (B) porcentagem de remoção.....	127
Figura 4.13: Variação sazonal do COD no sistema de colunas.....	128
Figura 4.14: Variação do PFTAM no sistema de colunas e no sistema de piezômetros durante outono/inverno 2011.....	129
Figura 4.15: Variação sazonal de PFTAMT no sistema de colunas.	131
Figura 4.16: Diminuição do PFTAMTE com a infiltração nos sistemas de colunas e piezômetros.	132
Figura 4.17: Comparação entre a remoção do PFTAMT, COD e COT.	132
Figura 4.18: Modelagem da remoção de precursores de TAM no sistema de colunas durante setembro 2011 (N=2).	136
Figura 4.19: Modelagem da remoção de precursores de TAM no sistema de colunas, durante o período outubro/fevereiro 2011 (N=3).	137
Figura 4.20: Modelagem da degradação da fração de MON facilmente degradável da água da Lagoa do Peri no sistema TF (T=21°C).....	139
Figura 4.21: Modelagem da remoção de precursores de TAM da fração de MON facilmente degradável da água da Lagoa do Peri no sistema TF (T=25°C).....	141
Figura 4.22: Modelagem da remoção da fração da MON facilmente degradável na água da Lagoa do Peri tratada por filtração direta.	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Informação toxicológica por tipo de TAM.....	28
Tabela 2.2: Guia sobre a natureza da MON e remoção de COD esperada por coagulação.	35
Tabela 2.3: Vários estudos de remoção de MON por FM, em função do tempo/distância de percurso e a porcentagem de filtração em margem.	49
Tabela 2.4: Estudos de remoção de COT e de precursores de TAM por FM em função do tempo/distância de percurso.....	54
Tabela 2.5: Sequência de reações redox ou processos de aceitação de elétrons e a energia correspondente (em kJ/mol CH ₂ O) (FONTE: KEDZIOREK, GEOFFRIAU; BOURG, 2008).	62
Tabela 2.6: Comparação da remoção por FM e tratamento convencional no rio Ohio, Estados Unidos Weiss <i>et al.</i> (2003a, 2003b).....	71
Tabela 2.7: Resumo de aspectos geográficos e morfológicos da Lagoa do Peri	74
Tabela 3.1: Critérios de estabilização para amostragem	86
Tabela 4.1: Média dos resultados das análises granulométricas realizadas nos primeiros centímetros do leito da Lagoa.....	99
Tabela 4.2: Condutividade hidráulica vertical do sedimento da Lagoa do Peri.	101
Tabela 4.3: Resultados dos testes de condutividade hidráulica na superfície da margem da Lagoa.....	104
Tabela 4.4: Estimativas do tempo de percurso no sistema de piezômetros da Lagoa do Peri, utilizando-se o programa Processing Modflow para Windows (Chiang, 2005).	106
Tabela 4.5: Tempo de percurso e tempo de residência da água na coluna no inverno e no verão.	109
Tabela 4.6: Resultados de parâmetros de padrão organoléptico e físico-químicos da água filtrada em margem (N=4 no sistema de piezômetros e N= 20 no sistema de colunas).	111
Tabela 4.7: Parâmetros indicadores redox no sistema de piezômetros	118
Tabela 4.8: Variação do caráter da MON durante a infiltração nos sistemas de colunas e piezômetros	133
Tabela 4.9: Resultados da modelagem e o experimento TF para o COD facilmente degradável da Lagoa do Peri	140
Tabela 4.10: Comparação entre a qualidade da água produzida por FD e FM na Lagoa do Peri.....	144
Tabela 4.11: Capacidade da FM no sistema de piezômetros e da FD para a remoção de MON e PFTAM	145

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB-Água bruta
ABPM-Ácidos de baixo peso molecular
AHA-Ácidos haloacéticos
C-Colunas
CAP-Carvão ativado em pó
CASAN-Companhia Catarinense de Águas
CFSH-Compostos formadores de substâncias húmicas
COA-Carbono orgânico assimilável
COB-Carbono orgânico biodegradável
COD-Carbono orgânico dissolvido
CODB-Carbono orgânico dissolvido biodegradável
COP-Carbono orgânico particulado
COS-Carbono orgânico sólido
COT-Carbono orgânico total
CTC-Centro Tecnológico
EDTA-Etileno diamino tetra acetato de sódio
IARC-Agência Internacional para Pesquisa sobre o Câncer (Siglas em inglês)
LABEMASSA-Laboratório de Transferência de Massa
LAPOÁ-Laboratório de Potabilização de Água
LDE-Limite de detecção estimado
LDM-Limite de detecção do método
LIMA-Laboratório Integrado de Meio Ambiente
m.a.n.m.-Metros acima do nível do mar
MON-Matéria orgânica Natural
NTA- Ácido nitrilo acético
OMS-Organização Mundial da Saúde
PHREEQC-PH (pH), RE (redox), EQ (equilibrium), C (programa escrito em C)
PFTAMT-Potencial de formação de trialometanos totais
PFTAMTE-Potencial de formação de trialometanos totais específico
PS-Polissacarídeos
PVC-Poli cloreto de vinilo
SPD-Subproduto da desinfecção
SH-Substâncias húmicas
SN-Substâncias neutras
SUVA-Absorbância ultravioleta específica (Specific ultra violet absorption)
TAM-Trialometanos

THAMT-Trialometanos totais

UFSC-Universidade Federal de Santa Catarina

USEPA-Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (siglas em inglês)

LISTA DE SÍMBOLOS

Eh-Potencial de oxido-redução
UV₂₅₄-Absorbância ultravioleta a 254 nm
nm-Nanometros
K-Condutividade hidráulica
K_v-Condutividade hidráulica vertical
K_h-Condutividade hidráulica horizontal
v_a-Velocidade intersticial
λ_i-Constante de atenuação
η_{ef}-Porosidade efetiva
s-Coeficiente linear
S-Coeficiente angular da curva analítica

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
1.1 Hipótese	22
1.2 Objetivos	22
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 ASPECTOS RELEVANTES SOBRE A MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL (MON) E A FORMAÇÃO DOS TRIALOMETANOS (TAM)	23
2.1.2 Matéria orgânica natural (MON) e a formação de trialometanos (TAM)	23
2.1.3 Efeitos na saúde e regulamentação	26
2.1.4 Alternativas para a redução de subprodutos da cloração (principalmente TAM)	29
2.1.4.1 Outros métodos de desinfecção	29
2.1.4.2 Redução da concentração de MON	30
2.1.4.2.1 Remoção baseada na coagulação	30
2.1.4.2.2 Troca iônica	31
2.1.4.2.3 Adsorção em carvão ativado	31
2.1.4.2.4 Uso de membranas	32
2.1.4.3 Remoção de TAM após sua formação	32
2.1.5 Estimativas da formação de TAM, parâmetros substitutos e caracterização da MON	33
2.1.5.1 Testes para avaliar o potencial de formação de TAM	33
2.1.5.2 Parâmetros substitutos para estimar o PFTAM	33
2.1.5.3 Caracterização da MON	36
2.2 TRATAMENTO DE ÁGUA POR FILTRAÇÃO EM MARGEM (FM)	36
2.2.1 Funcionamento da FM: capacidade depuradora e colmatação	36
2.2.2 Aspectos fundamentais para a aplicação apropriada da FM	39
2.2.2.1 Hidrogeologia	39
2.2.2.2 Hidrologia	39
2.2.2.3 Morfologia e composição do fundo do rio	40
2.2.2.4 Temperatura e qualidade da água superficial	42
2.2.3 Ensaio para estudar a FM	42
2.2.3.1 Experimento Test Filter (TF)	42
2.2.3.2 Colunas de fluxo contínuo	45
2.2.4 Remoção da MON e precursores de formação de TAM por FM	46
2.2.4.1 Remoção de MON (COT e COD) POR FM	46
2.2.4.2 Remoção de precursores de TAM por FM	52
2.2.5 Modelos de atenuação de MON em FM	57
2.2.6 Condições REDOX e remoção durante a FM	61
2.2.7 Variação das características e tipos de MON durante a FM	64

2.3 REMOÇÃO DA MON POR TRATAMENTO CONVENCIONAL	67
2.3.1 Variações das características e caráter da MON durante tratamento convencional	67
2.3.2 Remoção de MON por filtração direta	70
2.3.3 Comparação do Potencial de formação de TAM por FM e por tratamento convencional	70
2.4 A LAGOA DO PERI	72
2.4.1 Características da região	72
2.4.2 Características da Lagoa do Peri	73
2.4.2.1 Aspectos geográficos e morfológicos	73
2.4.2.2 Qualidade da água	74
2.4.2.3 Geologia e sedimentologia	75
3 MATERIAIS E MÉTODOS	77
3.1 LOCAL DO ESTUDO	77
3.1.2 Caracterização hidrogeológica	78
3.1.2.1 Granulometria e matéria orgânica	78
3.1.2.2 Porosidade efetiva (método do traçador)	79
3.1.2.3 Condutividade hidráulica	79
3.2 SISTEMA DE PIEZÔMETROS	80
3.2.1 Descrição do sistema	80
3.2.2 Estimativas do tempo de percurso da água no sistema de piezômetros	84
3.2.3 Amostragem e monitoramento do sistema de piezômetros e da água bruta da Lagoa do Peri	85
3.3 SISTEMA DE COLUNAS	86
3.3.1 Descrição e operação do sistema	86
3.3.2 Amostragem no sistema de colunas	88
3.3.3 Modelagem da remoção da MON e os precursores da formação de TAM no sistema de colunas	89
3.4 SISTEMA “TEST FILTER” PARA DETERMINAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO BIODEGRADÁVEL (CODB)	89
3.4.1 Descrição do sistema	89
3.4.2 Determinação do tempo de contato e da porosidade no sistema test filter	91
3.5 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA	92
3.5.1 Amostragem da água tratada	92
3.6 MÉTODOS E PARÂMETROS ANALÍTICOS UTILIZADOS EM TODAS AS AMOSTRAGENS	92
3.6.1 Algumas análises de padrão organoléptico e outras análises físico-químicas	92
3.6.2 Determinação de parâmetros oxido redução (redox)	93

3.6.3 Determinação da remoção de MON	93
3.6.4 Determinação do potencial de formação de trialometanos totais (PFTAMT)	94
3.6.5 Controle de qualidade e limites de detecção das análises.....	95
3.6.6 Lavagem e tratamento da vidraria e sistemas de coleta.....	96
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	97
4.1 LOCAL DO ESTUDO: LAGOA DO PERI	97
4.1.2 Caracterização hidrogeológica	97
4.1.2.1 Testes no leito da Lagoa.....	98
4.1.2.2 Testes no aquífero adjacente à Lagoa.....	101
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE PIEZÔMETROS	104
4.2.1 Estimativa do tempo de percurso no sistema de piezômetros	104
4.3 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE COLUNAS.....	107
4.3.1 Estimativas da condutividade hidráulica e porosidade no sistema de colunas	107
4.3.2 Velocidade intersticial (v_a) e tempo de percurso no sistema de colunas	108
4.4 VARIAÇÕES DE ALGUMAS CARACTERÍSTICAS DE PADRÃO ORGANOLÉPTICO E OUTRAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DURANTE A FM.....	110
4.5 VARIAÇÃO DAS CONDIÇÕES REDOX DURANTE A FM.....	115
4.6 REMOÇÃO DA MON E PRECURSORES DE FORMAÇÃO DE TAM	121
4.6.1 Caracterização da água bruta da Lagoa do Peri quanto a MON e precursores da formação de TAM	121
4.6.2 Remoção de MON (COT e COD) no sistema de piezômetros e no sistema de colunas.....	123
4.6.3 Remoção de precursores de TAM no sistema de piezômetros e no sistema de colunas.....	129
4.6.4 Mudança do caráter da MON durante a infiltração no subsolo	132
4.6.5 Modelagem da remoção da MON e dos precursores de TAM no sistema de colunas.....	134
4.7 COMPARAÇÃO ENTRE A FM E A FD.....	142
5 CONCLUSÕES	149
RECOMENDAÇÕES	151
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	153
APÊNDICE A	167
APÊNDICE B	171
APÊNDICE C	241
APÊNDICE D	243

1 INTRODUÇÃO

A produção de água potável, em nível mundial, encontra-se afetada pelo crescimento demográfico e pelo aumento do ingresso per capita, que tem ocasionado um maior consumo para o uso doméstico, agrícola, produção energética e industrial (WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2009). No Brasil, o abastecimento de água também apresenta problemas, principalmente relacionados com a adequação de sistemas produtores (46% necessitam investimentos) e deficiência originada no manancial utilizado (9% das fontes superficial e subterrânea apresentam limitações por poluição ou sobre exploração) (ANA, 2010). Os sistemas de tratamento de água superficial encontram-se afetados pela entrada de nutrientes e contaminantes, de origem antropogênica. Por outro lado, algumas fontes de águas subterrâneas são limitadas ou super exploradas. Diante disso, a busca de novas fontes de água e melhorias nos sistemas de tratamento são de vital importância.

Uma alternativa, pouco explorada em muitos países, é o uso de poços ou galerias, localizados em aquíferos aluviais ou em formações geológicas não consolidadas, conectados hidraulicamente a uma fonte de água superficial, durante o bombeamento a água do rio, lago ou manancial migra até atingir os poços (GRISCHEK; RAY, 2009). A técnica é conhecida como filtração em margem, (FM) (“Bank filtration” em inglês). Durante o percurso, até os pontos de captação, a qualidade da água é melhorada em aspectos organolépticos como turbidez, sólidos, cor, entre outros, aspectos microbiológicos como bactéria, protozoários, vírus, microalgas, etc.; compostos químicos inorgânicos como nitrato, amônia, dureza, metais pesados, etc.; e compostos químicos orgânicos como pesticidas, farmacêuticos, toxinas e matéria orgânica precursora de subprodutos da desinfecção.

Essa mudança nas características da água filtrada em margem é devida a processos de filtração física, degradação microbiana, troca iônica, precipitação, sorção, dispersão dos componentes químicos da água superficial no aquífero e posterior diluição com a água subterrânea local (RAY *et al.*, 2003). A eficiência da FM depende da hidrologia do aquífero, hidrogeologia e morfologia do corpo de água, composição do fundo do manancial, tempo/distância de percurso até os poços. Outros aspectos importantes são as condições redox no sistema, que permite por exemplo, a degradação de alguns compostos orgânicos, durante condições aeróbias, e que podem trazer efeitos indesejáveis como liberação de íon ferro, manganês e sulfeto quando em condições

anóxicas. Porém, esses últimos problemas podem ser eliminados através de tecnologias como aeração e filtração em areia.

A FM tem sido utilizada na Europa e nos Estados Unidos há mais de 100 e 50 anos respectivamente (RAY *et al.*, 2002). A aplicação em países em desenvolvimento e economias emergentes em regiões do tipo tropical e subtropical tem sido pouca. Alguns estudos relataram a sua aplicação no Rio Nilo, no Egito e na Índia (SHAMRUKH; ABDEL-WAHAB, 2008), (SANDHU *et al.*, 2011). Na Bolívia, é aplicada com sucesso em forma de galerias filtrantes no rio Parapetí, desde os anos oitenta (CAMACHO, 2003). No Brasil a FM tem sido aplicada em escala piloto na Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina (MONDARDO, 2009; RABELO, 2006; SENS *et al.*, 2006) e no Rio Beberibe em Recife (PAIVA, 2009).

Vários estudos têm sido realizados na Lagoa do Peri, em Florianópolis, SC, visando à remoção de cianobactérias e cianotoxinas. Rabelo (2006) demonstrou, em um sistema de colunas, a capacidade da FM para remover células de fitoplâncton (10^5 - 10^6 células/ml) em poucos centímetros de infiltração. Além disso, mostrou a capacidade da água da Lagoa do Peri de se infiltrar no aquífero ao lado da Lagoa. Mondardo, (2009), em escala piloto, utilizando um poço a 20 m da margem e um sistema de colunas, confirmou a remoção de fitoplâncton da água da Lagoa, como também a remoção e capacidade de adsorção de saxitoxinas, no sedimento da Lagoa. Além disso, Mondardo (2009) observou a melhoria da qualidade da água em termos de turbidez e cor aparente, entre outros, e o aumento em alcalinidade e dureza totais, durante o percurso. Outro aspecto importante, reportado por Mondardo, foi a remoção de carbono orgânico total na água da Lagoa, de 6,0-8,7 mg/L até 1,4-2,6 mg/L.

Mesmo após ser demonstrada a capacidade da FM na remoção de cianobactérias e fitoplâncton, faz-se necessário o estudo da remoção de precursores da formação de trialomitanos (TAM) por FM; especialmente, considerando que a água da Lagoa, tratada por filtração direta (FD), apresentou concentrações de TAM acima da norma (0,1 mgCHCl₃/L, (BRASIL, 2011)) (BUDZIAK; CARASEK, 2007). Para Budziak e Carasek (2007), a razão das altas concentrações de TAM, após a cloração, é devido ao fato da Lagoa estar rodeada por vegetação e pela presença de fitoplâncton na mesma. Esses fatores contribuem com a matéria orgânica natural, que reage com o cloro, formando os subprodutos de desinfecção, como os TAMs.

A principal forma de reduzir a produção de TAM é mediante a remoção da matéria orgânica natural (MON), antes da aplicação do

cloro. Essa atenuação da MON, durante a FM, depende, entre outras variáveis, do tempo ou distância percorrida pela água no subsolo, os quais podem ser estimados, mediante o estudo da cinética de atenuação. Nesse sentido, Schoenheinz (2004) tem aplicado à remoção da MON, durante a FM, medida como o carbono orgânico dissolvido (COD); o modelo de atenuação de contaminantes com cinética de primeira ordem em um reator tubular sem dispersão. Schoenheinz (2004) classificou a MON em quatro frações hipotéticas: compostos facilmente degradáveis, moderadamente degradáveis, lentamente degradáveis e não degradáveis. Segundo o modelo, o tempo necessário para remover 95% do carbono orgânico dissolvido (COD) deve ser < 30 d, entre 30 e 300 d e de 300-3000 d para as três primeiras frações, respectivamente. A terceira e última fração são consideradas, praticamente, não degradáveis, durante a FM. Dessa forma, aplicando o modelo, poderia se obter a distância/tempo de percurso apropriados para garantir água com o mínimo de precursores de TAM possível.

A distância/tempo de percurso são muito importantes na remoção da MON, durante a FM. Outros fatores a considerar são as condições hidrogeológicas locais, conteúdo inicial e tipo de MON, temperatura e condições redox. Particularmente, as condições redox influenciam a cinética de degradação (mais lentas em condições anóxicas) e podem provocar a liberação de íon ferro, manganês e sulfeto. Essas espécies podem afetar, entre outras características, a qualidade organoléptica da água filtrada em margem.

Assim, no estudo sobre a remoção de MON e precursores de FM, é necessário estudar, paralelamente, as condições hidrogeológicas locais, as características da água bruta e as condições redox, sem deixar de lado a variação das condições organolépticas e a variação de parâmetros físico-químicos, durante a infiltração.

Finalmente, considerando a existência de uma estação de tratamento (ETA) de FD no local de estudo e, que esse tipo de sistemas é amplamente utilizado no Brasil, se faz importante a realização de um estudo comparativo entre ambos os sistemas. Quanto à remoção da MON por FD, Edzwald e Tobiasson, (1999) relataram o favorecimento da remoção de substâncias húmicas e, após a aclimatação do sistema, a remoção de materiais hidrofílicos. No caso da FM, ambos os tipos de substâncias têm sido removidas (WEISS *et al.*, 2003a; WEISS *et al.*, 2003b). Além disso, a FM mostrou-se superior em quanto à remoção de MON e precursores de formação de TAMs, durante a comparação com um sistema de bancada de tratamento convencional com coagulação,

floculação, sedimentação e filtração. Não foram encontrados relatos de comparações com sistemas de grande porte.

1.1 Hipótese

Considerando que o tratamento da água da Lagoa do Peri por FD apresenta deficiências para a remoção de MON e de precursores de TAM, a FM pode ser considerada como uma estratégia viável para a remoção dos mesmos, na água da Lagoa do Peri. Diante disso, foi formulada a seguinte hipótese:

A FM é um tratamento viável e superior a FD para a remoção de MON e de precursores de formação de TAMs, na Lagoa do Peri.

1.2 Objetivos

Levando em consideração a hipótese anterior e que a efetividade da FM depende de aspectos como: o tempo/distância de percurso, hidrogeologia local, condições redox e qualidade organoléptica da água e tempo/distância de percurso, o objetivo geral da pesquisa foi estudar as condições e capacidade da FM, na Lagoa do Peri, para a remoção da MON e dos precursores de TAM. E como objetivos específicos:

- Caracterizar as condições hidrogeológicas na Lagoa do Peri, visando à aplicação da FM.
- Avaliar a qualidade da água filtrada em margem, em relação com o tempo/distância de percurso, na FM na Lagoa do Peri.
- Estudar a mudança das condições redox, durante a infiltração no local da Lagoa do Peri, e sua influência na qualidade da água e a remoção da MON e precursores de TAM.
- Estudar a remoção de MON e de precursores de TAMs e a mudança do caráter da MON, durante FM na Lagoa do Peri.
- Estimar, mediante simulação do transporte da MON, o tempo/distância de percurso mínimo, necessário para obter a remoção apropriada de MON e de precursores de TAM, mediante a FM na Lagoa do Peri.
- Comparar a efetividade da FM contra a FD, na Lagoa do Peri, em termos de qualidade da água e da remoção de MON e de precursores da formação TAMs.

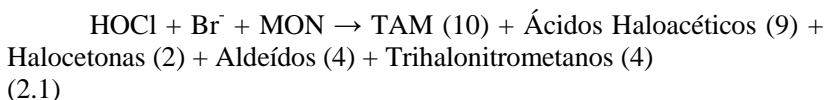
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo, primeiramente, são apresentados alguns aspectos relevantes sobre a MON e a formação de TAM após a cloração. Posteriormente, é apresentada a FM como técnica de tratamento de água, enfatizando a capacidade depuradora, as condições hidrogeológicas apropriadas para a sua aplicação, condições de oxido-redução (redox) e remoção de MON, como também, os precursores da formação de TAM. Em seguida, apresenta-se uma comparação sobre a efetividade da filtração direta e da FM como técnicas de tratamento de água. Finalmente, faz-se uma caracterização da região e da Lagoa do Peri.

2.1 ASPECTOS RELEVANTES SOBRE A MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL (MON) E A FORMAÇÃO DOS TRIHALOMETANOS (TAM)

2.1.2 Matéria orgânica natural (MON) e a formação de trihalometanos (TAM)

A formação de subprodutos da desinfecção pode ocorrer através da reação do cloro com a matéria orgânica natural (MON). A reação acontece na presença ou ausência de bromo, pela seguinte equação geral (adaptado de (CRITTENDEN *et al.*, 2005; SINGER, P., 1999):



Os números em parênteses representam a quantidade de espécies de cada tipo formado. Matéria orgânica natural (MON) é o termo usado para descrever o grande número de compostos orgânicos de origem natural que estão presentes em todas as fontes de água (CRITTENDEN *et al.*, 2005). Os principais produtos da cloração são os trihalometanos, principalmente as espécies: bromodiclorometano, clorofórmio, dibromoclorometano e bromometano (GOPAL *et al.*, 2007). Elas são

denominadas, em sua concentração total, trihalometanos totais (TAMT), expressos em microgramas de clorofórmio por litro de água.

Os aspectos mais importantes que influenciam a formação de subprodutos de cloração são: a concentração de brometo, pH, temperatura, dose de desinfetante, o tempo de contato entre o desinfetante e a MON (tempo de permanência de água na rede distribuição) e a quantidade e tipo da MON (AMY; Chadik; Chowdhury *et al.*, 1987; SINGER, 1999).

O cloro na forma de ácido hipocloroso e íon hipoclorito (HOCl/OCl^-) oxidam o íon brometo ao ácido hipobromoso/íon hipobrometo (HOBr/OBr^-). Ambos pares conjugados (HOBr/OBr^- e HOCl/OCl^-) reagem com a matéria orgânica para produzir uma mistura de derivados clorados e bromados. Westerhoff, Chao e Mash (2004) determinaram, por estudos cinéticos e utilizando compostos modelos, que o bromo aquoso reage mais rapidamente que o cloro aquoso. Assim, na presença de bromo, a proporção relativa de compostos bromados é maior do que a de compostos clorados formados.

A formação de TAM é catalisada por íons hidróxido, presentes na água. Assim, a formação de TAM normalmente é maior conforme se eleva o pH (KRASNER, 1999). Além disso, um acréscimo da temperatura aumenta a taxa da reação entre o cloro residual e MON, favorecendo a formação de TAMs (RODRÍGUEZ; SÉRODES; LEVALLOIS, 2004; SINGER, 1999; WILLIAMS; LEBEL; BENOIT, 1997).

A dose de cloro tem sido associada com o tipo e quantidade de produtos formados. Assim, uma alta dose de cloro favorece uma maior formação de ácidos haloacéticos (AHA) em comparação à de TAMs (RODRÍGUEZ, M. *et al.*, 2007). Portanto, sempre que existir cloro residual e matéria orgânica na rede de distribuição, a formação de TAMs vai continuar à medida que o tempo de permanência da água na rede perdurar. No entanto, o tipo de matéria orgânica deve ter caráter reativo para favorecer a formação desses subprodutos.

Dependendo da qualidade da bacia hidrográfica, a MON é encontrada nas águas superficiais e subterrâneas em um intervalo de concentração de 2 a 10 mg L⁻¹, (BOLTO *et al.*, 2002). A MON abrange uma mistura de compostos, variando desde macromoléculas a compostos menores, como ácidos orgânicos simples e hidrocarbonetos de cadeia curta, sendo formada por duas frações, uma hidrofóbica (ácidos húmicos e fúlvicos) e outra hidrofílica (proteína, carboidratos e aminoácidos) (RODRÍGUEZ *et al.*, 2007). A MON hidrofílica geralmente é classificada como não húmica (THURMAN; MALCOLM,

R L, 1981). A MON formada por substâncias húmicas tem origem principalmente na vegetação e no solo ao redor do manancial (MON alotóctone). A MON originada no próprio manancial (MON autóctone), por exemplo, é derivada principalmente da ação de algas e bactérias, e possui, em sua maior parte, características não húmicas.

A fração hidrofóbica geralmente representa entre um terço e metade da matéria orgânica nas águas naturais (KIM; YU, 2005). Essa fração fornece os sítios mais ativos para a formação da TAM, ácidos haloacéticos (AHA) e halogênios orgânicos totais (Singer, 1999). Kim e Yu (2005) relataram uma maior tendência para a formação da TAM pela fração hidrofóbica e um aumento da formação de AHA pela fração hidrofílica. No entanto, estudos da formação da TAM por materiais hidrofílicos, tais como aminoácidos e carboidratos, também foram relatados (HUREIKI *et al.*, 1994; OWEN, DM *et al.*, 1995) Esses tipos de MON, aminoácidos e carboidratos, estão relacionados à biomassa de algas e seus produtos extracelulares, que facilmente podem reagir com o cloro, para gerar produtos da cloração (HOEHN *et al.*, 1980).

Na Figura 2.1, observa-se a produção relativa de clorofórmio por grama de carbono orgânico total (COT) por tempo de reação com cloro para vários tipos de microalgas, seus produtos extracelulares e ácidos húmicos e fúlvicos. Evidentemente, a produção por parte das microalgas depende da espécie e pode apresentar valores na mesma magnitude de MON húmica. De forma geral, toda a MON (hidrofóbica e hidrofílica), que reage com o cloro produzindo subprodutos, é reconhecida como precursora da formação de subprodutos da desinfecção e, caso gere TAM, é reconhecida como precursora da formação de TAM.

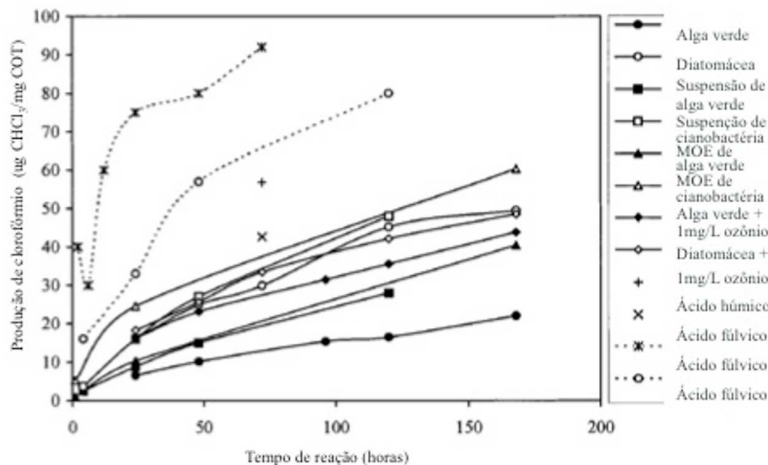


Figura 2.1: Comparação da produção de clorofórmio por microalgas, ácidos húmicos e fúlvicos (PLUMMER; EDZWALD, 2001).

Finalmente, a MON, pode ser classificada fisicamente, mediante filtrações através de poros de $0,45\ \mu\text{m}$, em frações de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP).

Presente nessas duas frações, encontra-se a fração coloidal, que consiste em sólidos suspensos. Geralmente, o COD representa aproximadamente 90 % do carbono orgânico total (COT) (AIKEN, G., 2002). Em relação à reatividade, o COD é mais reativo que o COP (STEPCZUK *et al.*, 1998).

2.1.3 Efeitos na saúde e regulamentação

Os seres humanos podem entrar em contato com TAM não só através da ingestão de água e alimentos, mas também, por inalação e absorção cutânea, por exemplo, ao tomar banho, lavar roupa ou louça, usar piscina, usar produtos clorados domésticos, estar em contato com o ar contaminado proveniente de indústrias produtoras de papel, clorofórmio, estações de tratamento e processamento de água potável ou esgoto, etc. (RODRÍGUEZ, *et al.*, 2007; TOMINAGA; MÍDIO, 1999).

Os TAMs são classificados como prováveis carcinógenos em seres humanos (evidências laboratoriais suficientes), para os casos do clorofórmio, bromofórmio e bromodiclorometano, e como um possível carcinogênico humano, no caso do dibromoclorometano. Como mostrado na Tabela 2.1, a classificação B2 está relacionada ao câncer e

a efeitos nocivos no fígado, nos rins e na reprodução. Enquanto isso, a classificação C, refere-se a efeitos nocivos sobre o sistema nervoso, fígado, rim e efeitos reprodutivos.

Tabela 2.1: Informação toxicológica por tipo de TAM

Tipo de TAM Composto	Classificação EPA	Efeitos nocivos
Clorofórmio	B2	Câncer, fígado, rins, efeitos sobre a reprodução
Dibromoclorometano	C	Efeitos sobre a reprodução, sistema nervoso, fígado, rins.
Bromodiclorometano	B2	Câncer, efeitos sobre fígado, rins e efeitos reprodutivos.
Bromofórmio	B2	Câncer, efeitos sobre o fígado, rins e efeitos reprodutivos.

B2: provável carcinogênico humano (evidência de laboratório suficiente),
C: possível carcinogênico humano. Fonte: (USEPA, 1999).

Vários estudos toxicológicos e epidemiológicos mostraram que a ingestão de água tratada por cloração está associada com o câncer da bexiga, reto, cólon, estômago, cérebro, pâncreas, pulmões e fígado. Além disso, efeitos reprodutivos são relatados, como um aumento na ocorrência de abortos espontâneos. Mais detalhes sobre este tipo de estudo podem ser encontrados em Gopal *et al.* (2007) e Rodrigues *et al.* (2007).

Apesar dos estudos acima, a Agência Internacional para Pesquisa sobre o Câncer (IARC), após avaliação de vários outros estudos, concluiu que não é possível afirmar que o consumo de água clorada pode levar ao câncer em seres humanos (OPS/OMS, 1999). No entanto, vários países estabeleceram valores máximos para o índice total de trihalometanos. Por exemplo, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) estabeleceu um valor máximo de $80 \mu\text{g.L}^{-1}$, Austrália e Nova Zelândia, de $250 \mu\text{g.L}^{-1}$, e a União Européia, de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, embora países como a Alemanha tenham normas inferiores ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$). O Ministério da Saúde do Brasil estabelece $0,1 \text{mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2011). Porém, a legislação existente e a Organização Mundial da Saúde OMS recomendam o uso de cloro na desinfecção, embora haja possível formação de TAMs e outros subprodutos, a fim de eliminar os microrganismos patogênicos (OPS/OMS, 1999).

Este risco é tolerado porque o perigo de doenças e mortes oriundo pelo consumo de água, contendo esses organismos, é de 100 a 1000 vezes maior que o de câncer por ingestão de água com TAM e outros produtos organoclorados (HSU *et al.*, 2001).

2.1.4 Alternativas para a redução de subprodutos da cloração (principalmente TAM)

Considerando a reação para a formação de subprodutos de cloração, a melhor maneira de obter redução dos mesmos, envolve três alternativas (FAUST; ALY, 1998):

- Uso de desinfetante alternativo, que não produza subprodutos da desinfecção, SPDs;
- Redução da concentração da MON, antes da cloração;
- Remoção de SPD, depois da formação.

A USEPA (2005) considera como melhores estratégias, a redução da MON e a utilização de diferentes métodos de cloração para a desinfecção. A seguir estão detalhadas as três alternativas, acima referidas, dando especial atenção às recomendações da USEPA.

2.1.4.1 Outros métodos de desinfecção

Os processos que resultam na diminuição da geração de TAM e outros subprodutos de desinfecção podem ser divididos em dois grupos: químicos e físicos. Os métodos de desinfecção química incluem o uso de dióxido de cloro (ClO_2), cloraminas, ozônio, permanganato e a mistura de ozônio e peróxido (CRITTENDEN *et al.*, 2005; USEPA, 2005). Os métodos físicos recomendados são: o uso da luz ultravioleta, micro e ultra filtração, filtros de bolsas e cartuchos, filtração em margem, pré-sedimentação, filtração por segunda fase e, finalmente uma adequada gestão de bacias hidrográficas (USEPA, 2005).

O uso de desinfetantes químicos alternativos tem a vantagem de reduzir a formação dos TAM na água tratada, no entanto, provavelmente formaria outros subprodutos de desinfecção (CRITTENDEN *et al.*, 2005). O ozônio na presença de íons brometo produz o íon bromato e pode potencialmente aumentar a formação de bromofórmio. O dióxido de cloro é reduzido para formar clorito. O uso da cloroaminação aumenta o risco de nitrificação no sistema de distribuição (USEPA, 2005). Permanganato de potássio não gera TAM e outros subprodutos, mas é um desinfetante fraco.

O uso da luz ultravioleta e outros métodos físicos mencionados acima requerem estudos para confirmar sua eficácia, especialmente porque eles têm menor efetividade contra os vírus que o cloro, e não apresentam as propriedades oxidantes dos desinfetantes químicos (USEPA, 2005).

O uso desses métodos de desinfecção, tanto físicos como químicos (exceto permanganato), é descrito extensivamente pela EPA em termos de custos, fatores que afetam seu desempenho, eficiência na remoção de patógenos e formação de subprodutos de desinfecção (USEPA, 2005). Ambos os métodos de desinfecção são estritamente dependentes da qualidade da água bruta tratada. Assim, a utilização de água de melhor qualidade e a proteção das fontes de captação através de uma política de boa gestão de bacias hidrográficas é de vital importância na produção de água potável (OPS/OMS, 1999).

Além disso, a escolha de qualquer uma destas alternativas de desinfecção mencionadas depende da infraestrutura existente, do uso e manuseio dos materiais, da energia, da mão de obra qualificada, do impacto da tecnologia em outros processos de tratamento e dos objetivos e custo de tratamento (USEPA, 2005).

2.1.4.2 Redução da concentração de MON

Na remoção de MON, várias tecnologias têm sido aplicadas, entre elas: a coagulação, a troca iônica, o uso do carvão ativado e a utilização de membranas. Essas tecnologias serão discutidas brevemente a seguir. Posteriormente, serão abordadas em mais detalhe a FM e a FD.

2.1.4.2.1 Remoção baseada na coagulação

A remoção da MON por coagulação química com coagulantes inorgânicos como o alumínio ou ferro é mais eficaz em pH baixo (5,5 a 6,6 para o sulfato de alumínio) (CRITTENDEN *et al.*, 2005). Neste pH, a MON pode ser adsorvida na superfície de hidróxidos metálicos, formar complexos insolúveis com as espécies catiônicas dos metais e sofrer neutralização ou desestabilização de cargas (GARCIA, 2005). A dosagem de coagulante usada pode ser, e geralmente é, definida pela quantidade de carbono orgânico total (COT) (O'MELIA; BECKER; AU, 1999).

Na verdade, a coagulação otimizada (enhanced coagulation, em inglês), visa ampliar os objetivos da coagulação tradicional (remoção de

turbidez) para uma diminuição na quantidade de MON através da remoção de COT em conjunto com a diminuição da turbidez. A coagulação otimizada envolve a modificação das condições de coagulação em termos do tipo e dose de coagulante e do pH de coagulação. Um aumento na dose fornece mais metais para formar complexos com a MON e uma diminuição do pH provoca uma redução da densidade de carga da MON (UYAK; TOROZ, 2007). A USEPA descreve amplamente o uso de coagulação otimizada (USEPA, 1999) e a recomenda, em conjunto com carvão ativado granular, como uma das melhores tecnologias disponíveis para a remoção de precursores de subprodutos de desinfecção. Garcia (2005) descreve o êxito no uso de coagulação otimizada, em uma estação de tratamento no Nicaragua.

Além disso, Edzwald e Tobiason (1999) recomendam o uso da coagulação ótima, definida por condições que maximizam a remoção de agentes patogênicos, da turbidez, das partículas, do COT e que deixam uma quantidade mínima de coagulante residual.

2.1.4.2.2 Troca iônica

A troca iônica é recomendada para a remoção da MON, no caso de pequenas estações de tratamento. A principal vantagem da utilização de resinas de troca iônica do tipo macrorreticular é que elas são de simples operação e têm baixo custo de instalação. A remoção da MON, por parte das resinas, é baseada na carga negativa apresentada pela MON, sendo facilmente substituível por outros íons (HONGVE *et al.*, 1999). A eficiência de remoção da MON por troca iônica depende de vários parâmetros específicos para cada tipo de resina e da qualidade da água a ser tratada. Dependendo dos valores destes parâmetros, reduções de até 50% do COT são normais utilizando 500-5000 volumes de camada antes da regeneração da coluna. O uso desta técnica em larga escala é limitado pela necessidade de dispor corretamente os resíduos da regeneração (CRITTENDEN *et al.*, 2005).

2.1.4.2.3 Adsorção em carvão ativado

A remoção da MON utilizando carvão ativado não é recomendada, porque uma fração significativa da MON é composta por grandes moléculas orgânicas que são pouco adsorvidas em relação ao carvão vegetal. Portanto, é necessário o uso de grandes quantidades de carbono para remover MON, aumentando os custos (CRITTENDEN, *et al.*, 2005). No entanto, de acordo com a USEPA (USEPA, 2005), o

carvão ativado pode ser utilizado sempre que exista um pré-tratamento de coagulação, filtração e clarificação, previamente otimizados, para a remoção de matéria orgânica.

2.1.4.2.4 *Uso de membranas*

A nanofiltração é uma opção cara, principalmente para pequenos sistemas, e a disposição de seus resíduos é um problema (USEPA, 2005). No entanto, reportaram-se estações de tratamento em funcionamento, por exemplo, na Noruega, com 60-70 % de remoção de COT (ØDEGAARD, EIKEBROK; STORHAUG, 1999).

Da mesma forma, quanto ao caso de alternativas à desinfecção, a escolha de algum dos tratamentos mencionados depende da infraestrutura existente, do uso e manuseio de materiais, energia, mão de obra qualificada, seu impacto em outros processos de tratamento e de objetivos e custos do tratamento.

2.1.4.3 Remoção de TAM após sua formação

A maioria das pesquisas e experiências, relacionadas com a diminuição de TAM e outros subprodutos de desinfecção em água, tem evidenciado estudos, no intuito de remover a MON. No caso da eliminação dos TAM, uma vez formados, há estudos relacionados com a adsorção de carvão ativado, uso de membranas e destruição sônica.

Morawski e Inagaki (1997) reportaram o uso de esferas de carvão derivadas de resinas de fenol, tratadas com ácido nítrico, efetivas na remoção de TAM. Em outro estudo, determinou-se, no caso de uma ETA, uma maior remoção de TAM e AHA, em um filtro de carvão ativado granular, que em um filtro de areia (KIM; KANG, 2008). Bodzek *et al.*, (2002) reportaram a remoção de clorofórmio por meio de osmose inversa e ultrafiltração. Finalmente, estudos de degradação por irradiação ultrassônica mostraram uma remoção total de clorofórmio (SHEMER; NARKIS, 2005).

2.1.5 Estimativas da formação de TAM, parâmetros substitutos e caracterização da MON

Nesta sessão, expõem-se alguns dos procedimentos, parâmetros indicadores e experimentos, comumente aplicados na água, para determinar sua potencialidade de formar TAM e caracterizar a MON e suas transformações durante o percurso no subsolo.

2.1.5.1 Testes para avaliar o potencial de formação de TAM

A formação de TAMs, em uma determinada amostra de água, não pode ser calculada utilizando um método convencional, no entanto, o potencial de formação desses compostos pode ser avaliado por meio de procedimentos laboratoriais.

Estes procedimentos, no caso da cloração, incluem o método do potencial de formação de trihalometanos (PFTAM) e o método da simulação de TAM em sistemas de distribuição. Ambos são recomendados como métodos padrão no Standard Methods (APHA, AWWA; WEF, 2005). O primeiro procedimento consiste em clorar amostras de água a pH $7,0 \pm 0,2$, incubá-las a 25 ± 2 °C por 7 dias consecutivos, sem contato com a luz. Deve-se garantir excesso de cloro, em pelo menos 3 a 5 mgCl₂/L, ao final da reação. No segundo procedimento, as condições específicas de cloração são utilizadas afim de reproduzir as práticas de cloração da ETA, utilizada em estudo.

Ao final do período de incubação específico, é analisada a quantidade de TAM formada, normalmente por técnicas cromatográficas ou colorimétricas. O PFTAM permite ter uma estimativa da quantidade de precursores presentes na água e é utilizado para avaliar e comparar diferentes métodos de tratamento. O segundo procedimento procura estimar as concentrações de SPDs no sistema de distribuição real.

2.1.5.2 Parâmetros substitutos para estimar o PFTAM

A presença e a potencialidade da MON para a formação de SPDs têm sido relacionadas a vários parâmetros que substituem a medição direta do potencial de formação de SPDs, os quais são procedimentos relativamente caros e precisam de tempo de análise.

Entre os parâmetros utilizados como substitutos, temos: carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), absorção ultravioleta (UVA254), absorção ultravioleta específica (SUVA), cor e, em alguns casos, a turbidez.

Os parâmetros COT e COD têm mostrado uma boa correlação com o PFTAM. Por exemplo, na água de 50 poços em Kansas, Estados Unidos, mostrou-se uma boa correlação entre PFTAM e COT ($r^2=0,953$) (MILLER *et al.*, 1990). Atualmente, o COD é considerado como o responsável por até 94% do PFTAM (STEP CZUK *et al.*, 1998). No entanto, ambos os parâmetros podem induzir a erros porque a concentração de TAM formada depende da concentração e da reatividade dos precursores presentes, e não da totalidade da MON medida pelo COD e pelo COT.

Outra forma de estimar o PFTAM é mediante a análise da absorbância 254 nm (UV-254). As ligações insaturadas, altamente reativas com o cloro, absorvem esse comprimento de onda (Singer, 1999). Todavia, outros materiais precursores de TAM, como os carboidratos, não apresentam absorção nesse comprimento de onda, ocasionando interferências. Outras interferências são derivadas de substâncias inorgânicas como nitrato, nitrito, ferro (II) e brometo (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Edzwald e Tobiasson (1999) têm desenvolvido o uso da absorção ultravioleta específica (SUVA) como um indicador da natureza da MON (hidrofobicidade) e como uma medida da efetividade da coagulação para remover MON, precursores de SPD e COD.

SUVA é definida como a absorção de luz 254 nm por unidade de COD em mg/L de amostras filtradas em filtros de 0,45 μm . As unidades do SUVA são $\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$. Na Tabela 2.2, pode-se observar que a água com um valor de SUVA menor a $2 \text{ L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$ é constituída principalmente por substâncias não húmicas com baixa hidrofobicidade e massa molar, e apresenta uma remoção de COD muito baixa por meio da coagulação. Portanto, um valor de SUVA maior do que $4 \text{ L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$ indica que a MON é constituída principalmente de substâncias húmicas com alta hidrofobicidade e alta massa molar; e pode ser facilmente removida por coagulação.

Geralmente, MON com um valor mais alto de SUVA apresenta maior reatividade com o cloro, adsorção em sólidos inorgânicos e é menos biodegradável (KRASNER *et al.*, 1996; OWEN *et al.*, 1995; RECKHOW; SINGER, MALCOLM, 1990; SINGER, 1999). Inclusive, (KITIS *et al.*, 2002) atribuíram o parâmetro SUVA como uma ferramenta apropriada e boa correlação com a formação de SPDs (TAM

e AHA). Porém, alguns estudos não têm mostrado a mesma correlação entre a formação de TAM e o parâmetro SUVA (GARCIA, 2005; WEISHAAR *et al.*, 2003). Logo, deve-se considerar o parâmetro SUVA, preferencialmente, como indicador de substâncias hidrofóbicas do que de TAM (GARCIA, 2005). Para poder admitir o SUVA como indicador de potencial de formação de SPDs, a qualidade da água do manancial avaliado deve ser caracterizada em termos de formação de SPDs e SUVA.

Tabela 2.2: Guia sobre a natureza da MON e remoção de COD esperada por coagulação.

SUVA	Composição	Coagulação	COD removido
> 4	Principalmente substâncias húmicas. Alta hidrofobicidade, alta massa molar	Controle da MON, boa remoção do COD	> 50 % para sulfato de alumínio, um pouco maior para sais férricos
2 - 4	Misturas de substâncias húmicas e outros tipos de MON, Mistura de MON hidrofílica e hidrofóbica, Mistura de massas molares	Influência da MON, remoção baixo a boa do COD	25-50% para sulfato de alumínio, um pouco maior para sais férricos
< 2	Principalmente substâncias não húmicas. Baixa hidrofobicidade. Baixa massa molar	MON tem pouca influência. Baixa remoção do COD	< 25% para sulfato de alumínio, um pouco maior para sais férricos

FONTE: Edzwald e Tobiason (1999).

Garcia (2005) encontrou na água bruta de uma ETA, em Nicaragua, uma boa relação entre COD e UVA254 ($r^2=0,91$) e entre COD e SUVA ($r^2=0,84$). No caso da cor, a correlação foi menor ($r^2=0,70$), indicando que a cor é só um indicativo da presença de substâncias húmicas. Quanto a COT-UV-254, COT-COD e COT-SUVA, as correlações foram muito fracas, indicando que, mesmo assim, o COT é uma medida direta do conteúdo de carbono orgânico na água e não uma medida direta da presença de precursores da formação de SPD (GARCIA, 2005). Entretanto, como foi mencionado acima, devemos considerar que nem sempre o SUVA é um bom indicador de PFTAM.

2.1.5.3 Caracterização da MON

Além dos parâmetros anteriores, existem outras formas de caracterizar a MON, as quais são baseadas em métodos de separação. Uma delas é o uso de resinas XAD. Pode-se separar a matéria orgânica segundo sua polaridade e em três frações: hidrofílica, hidrofóbica (LEENHEER, 1981; THURMAN; MALCOM, 1981; OWEN *et al.*, 1995; KRASNER *et al.*, 1996; LEENHEER *et al.*, 2001) e uma terceira fração menor que 10% da MON total, com caráter neutro hidrofóbico (WEISS *et al.*, 2004). Essas frações individuais podem ser divididas em suas próprias subfrações ácidas, neutras e básicas mediante o uso de procedimentos seletivos de precipitação e evaporação (LEENHEER; CROUÉ, 2003).

Outra forma de separar e caracterizar a MON é de acordo com o tamanho molecular, utilizando ultrafiltração (ZIEGLER *et al.*, 2001; LUDWIG *et al.*, 1998). A exclusão cromatográfica por tamanho (size exclusion chromatograph) permite separar em polissacarídeos, ácidos húmicos e ácidos de menor peso molecular (ZIEGLER, 2001). A cromatografia líquida, acoplada a um detector de carbono orgânico dissolvido (LC-OCD), permite distinguir entre o conteúdo de polissacarídeos (PS), substâncias húmicas (HS), compostos formadores das substâncias húmicas (HS building blocs) e ácidos de baixo peso molecular (LMA) (GRÜNHEID, AMY, JEKEL, 2005; JEKEL; GRÜNHEID, 2006). Outras técnicas, como a excitação-emissão por fluorescência, pirólise, cromatografia de gases acoplada à espectrofotometria de massas e técnicas de ressonância magnética nuclear (RMN) têm sido utilizadas na caracterização da MON (LEENCHER; CROUÉ, 2003).

2.2 TRATAMENTO DE ÁGUA POR FILTRAÇÃO EM MARGEM (FM)

2.2.1 Funcionamento da FM: capacidade depuradora e colmatção

A produção de água, a partir de poços instalados em aquíferos hidráulicamente conectados a uma fonte de água superficial (rio, lago ou reservatório), é uma técnica de produção de água conhecida como filtração em margem (FM) (em inglês Bank Filtration). No percurso da água superficial ao poço, a qualidade da mesma é melhorada, por

exemplo, em termos de partículas, turbidez, matéria orgânica natural (MON), precursores de subprodutos da desinfecção (SCHUBERT, 2006), micropoluentes orgânicos, como pesticidas, compostos farmacêuticos (KUEHN; MUELLER, 2000), bactérias, protozoários, vírus (HISCOCK; GRISCHEK, 2002), fitoplâncton e cianotoxinas (CHORUS, *et al.*, 2001; GRÜTZMACHER, *et al.*, 2002; SENS *et al.*, 2006). Adicionalmente, a FM produz água biologicamente estável, permitindo, em alguns casos, obviar a desinfecção (KUEHN; MUELLER, 2000). Além disso, a FM é importante na compensação e amortização das variações sazonais em temperatura e cargas repentinas de contaminantes (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; SCHUBERT, 2006).

No entanto, a FM pode trazer efeitos indesejáveis na qualidade da água, como um aumento na dureza e outros problemas como: incremento na concentração de amônio, ferro, manganês e, em alguns casos, a formação de sulfeto de hidrogênio e outros compostos sulfurados com mau odor (HISCOCK; GRISCHEK, 2002). Porém, esses problemas podem ser eliminados através de tecnologias como aeração e filtração em areia.

Durante a filtração em margem, o material do fundo do manancial e do aquífero funciona como meio filtrante. Ambos materiais devem ser formados por aluviões, ou então, outra formação geológica não consolidada, que permita a conexão hidráulica entre a água superficial e a água subterrânea local (Figura 2.2). Quando a diferença de nível entre a água superficial e a água subterrânea for positiva, o fluxo vai escoar em direção à água subterrânea. Essa movimentação pode ser natural ou induzida mediante bombeamento. Hiscock e Grischek, (2002), identificaram a biodegradação e sorção como os responsáveis pela mudança das características da água filtrada em margem. Esses processos acontecem em duas zonas: uma biologicamente ativa, nos primeiros decímetros de infiltração, no fundo da fonte de água (zona hiporreica), e a outra que abrange a passagem no aquífero até o poço de produção, onde as velocidades de degradação e sorção são menores. Outros processos importantes são a dispersão e mistura com água subterrânea local, que diminuem e equilibram as concentrações dos constituintes da água do manancial (HISCOCK; GRISCHEK, 2002; KUEHN; MUELLER, 2000).

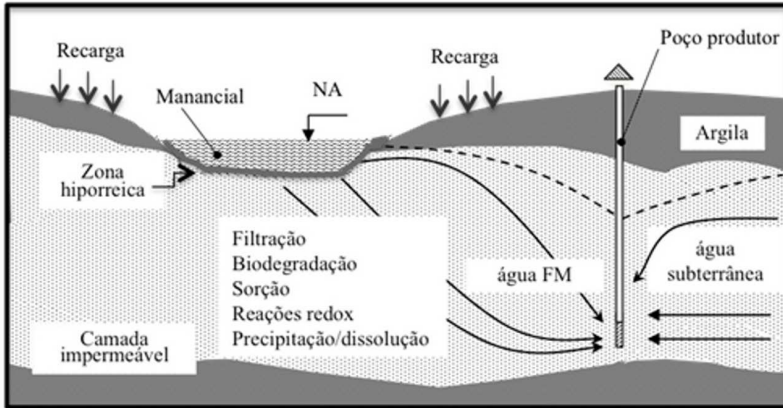


Figura 2.2: Diagrama do funcionamento da filtração em margem (Adaptado de Hiscock; Grischek, (2002); Sens *et al.* (2006)).

A zona hiporreica é particularmente importante, pois nela, como mencionado acima, ocorre grande parte dos processos de remoção de contaminantes. No entanto, essa região pode constituir uma barreira física e, conseqüentemente, reduzir a taxa de infiltração. De acordo com Gunkel e Hoffmann (2009), a colmatação do sistema pode ser devida a processos mecânicos, químicos e biológicos como, por exemplo, a deposição de materiais finos (como silte, argila, matéria orgânica particulada), precipitação (exemplo carbonato de cálcio) e desenvolvimento de biomassa (como algas, bactérias, substâncias poliméricas extracelulares), respectivamente.

Contudo, existem mecanismos que permitem a regeneração da área de infiltração. Na FM, o próprio fluxo do rio ou aumento da vazão, durante épocas de cheia, realizam a limpeza do sistema. No caso de lagos e outros reservatórios, as ondas e os movimentos gerado pelo vento permitem a re-suspensão dos materiais finos. Além disso, no fundo do manancial, o movimento e migração da meio-fauna (organismos pequenos, mas não microscópicos, que habitam os sedimentos) abrem os interstícios do sedimento, permitindo a infiltração. Esses pequenos organismos podem, inclusive, se alimentar de parte da matéria orgânica particulada, presente nos poros do sistema, tendo como resultado a desobstrução e recuperação da capacidade hidráulica do sistema de FM.

2.2.2 Aspectos fundamentais para a aplicação apropriada da FM

Para a operação de um sistema de FM, o primeiro pré-requisito é a disponibilidade de fontes de água superficial e subterrânea, sustentáveis (Hülshoff *et al.*, 2009). Em seguida, deve-se considerar a hidrogeologia do aquífero, hidrologia do corpo de água, morfologia do rio, composição do fundo do rio e a qualidade e temperatura da água superficial e subterrânea. As seguintes seções resumem essas condições conforme recomendado por Grischek *et al.* (2007) e Grischek e Ray (2009).

2.2.2.1 Hidrogeologia

A primeira condição para a aplicação, com sucesso, da FM é a interação entre o rio e a água subterrânea. A produção e qualidade da água, gerada por FM, são determinadas por: (a) tamanho do rio e do aquífero, (b) condições do limite hidrogeológico, (c) composição do material do aquífero, e (d) características da zona hiporréica. Normalmente, a FM é aplicada com sucesso em aquíferos de aluviões formados por areia e cascalho. Com espessura de aquífero preferencialmente superior a 10 m e condutividade hidráulica entre 10^{-2} e 10^{-4} m/s. No entanto, podem apresentar espessura e condutividade hidráulica inferiores. Não há preferência entre aquíferos confinados ou não-confinados, todavia, em alguns casos, a presença de uma pequena camada de silte ou argila na superfície, protege-os da infiltração de microrganismos patogênicos, durante períodos de alagamento (no caso de aquíferos não-confinados). Finalmente, nos casos em que ocorre infiltração natural (sem bombeamento) da água superficial ao aquífero, condições estáveis de qualidade de água e remoção de compostos orgânicos são obtidas em menor tempo, após o início da operação do sistema de FM. Isto se deve à presença de microrganismos importantes, habituados aos sedimentos do leito do rio e da zona hiporréica, que contribuem na mudança da qualidade da água infiltrada.

2.2.2.2 Hidrologia

A dinâmica e o volume de escoamento devem ser considerados cuidadosamente ao estudar a morfologia, o canal do rio, as modificações no leito, o transporte de sólidos e a interação entre o rio e a água subterrânea local. Eventuais períodos de alta vazão trazem benefícios, pois, podem causar a erosão ou limpeza no fundo do rio, permitindo a

remoção da camada de colmatação formada pelos materiais depositados. Contrariamente, a construção de barragens, por exemplo, pode mudar as características dos rios, afetando o transporte e deposição de sólidos, a erosão no leito do rio e, conseqüentemente, as interações com a água subterrânea.

2.2.2.3 Morfologia e composição do fundo do rio

A premissa principal para considerar um local apto para a FM é a existência de um rio, lago ou manancial com margens estáveis e um fundo arenoso em contato com um aquífero aluvial, formado por areia ou cascalho. A segunda condição, para evitar a colmatação, devem ser avaliados o gradiente do rio (declividade), a velocidade da água e a composição do material no fundo do rio.

O perfil de um rio apresenta um forte gradiente nas partes altas, o que provoca uma alta velocidade da água, gerando maior erosão. Normalmente, nas partes altas, os aquíferos são de pouca espessura e os sedimentos do fundo são muito grosseiros. Já, na parte baixa dos rios, o gradiente é menor e, conseqüentemente, a velocidade da água diminui ao ponto de os sedimentos finos serem depositados. Nos pontos médios do perfil do rio, os processos de erosão e deposição dos materiais, devido a um gradiente intermediário, acontecem alternativamente, permitindo a formação de locais mais apropriados para a FM. Nos Estados Unidos e na Europa, uma grande quantidade de sistemas de FM são operados em rios com gradiente entre 0,2-0,8 m/km.

A velocidade da água no rio varia substancialmente com o gradiente e com a forma do canal do rio. Nas regiões planas, os rios formam curvas devido à inércia do fluxo. Nessas regiões curvas, a abstração de água filtrada em margem é favorecida sobre a água subterrânea (Figura 2.3). Na parte externa da curva existe uma maior velocidade de água, causando aumento da erosão. Por conseguinte, a profundidade do rio e a presença de materiais resistentes à erosão (por exemplo, pedregulho, seixo) são maiores, gerando um leito do rio estável e eventualmente compactado. A indução da infiltração nessa região do rio faz com que materiais mais finos colmatem os espaços entre os materiais maiores. Esses materiais finos não são removidos, mesmo durante enchentes, gerando uma região pouco favorável para a FM. A velocidade da água, em regiões internas da curva, é menor e permite processos alternados de deposição e erosão, gerando um leito do rio com materiais que permitem a infiltração. Em muitos locais de FM

na Europa, a velocidade da água deve ser maior que 1 m/s e o cisalhamento maior do que 5 N/m².

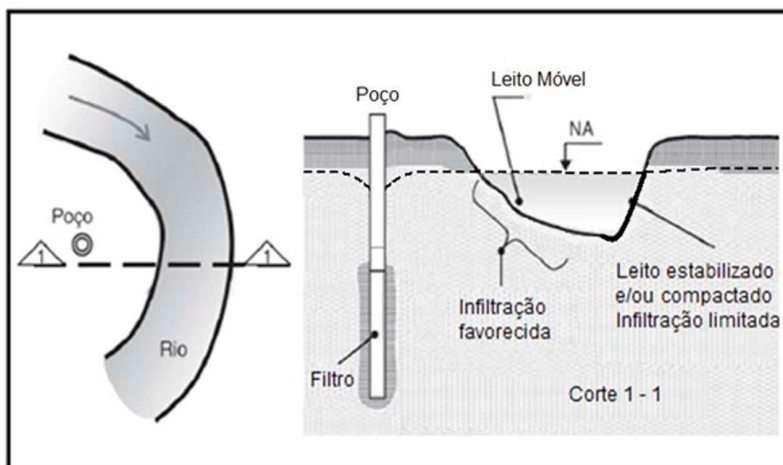


Figura 2.3: Posições recomendadas para a FM em trecho curvo, com ênfase na seção transversal (Adaptado de Grischek *et al.*, (2007); Sens *et al.*, (2006)).

A permeabilidade no leito do rio é controlada pelos materiais presentes nele. A infiltração de água superficial é maior em regiões com materiais com uma maior granulometria, encontrados em regiões com alta velocidade. Porém, a simples análise granulométrica não é suficiente para selecionar um local para a FM, sendo necessários os dados hidrológicos e de tensão de cisalhamento. O diagrama de Hjulström pode ser um guia importante, porque relaciona o diâmetro das partículas com os processos de erosão, transporte e deposição segundo o fluxo, permitindo estimar o tipo de material presente no leito do rio. Nessa região, uma mistura de materiais de vários tamanhos é extremamente apropriada para aumentar a mobilidade e evitar a colmatagem. Dessa forma, e dependendo da vazão de bombeamento, da localização do poço, da turbidez e do conteúdo de matéria orgânica particulada na água do rio, pode-se garantir uma taxa de infiltração menor que 0,2 m³/(m²*d) apropriada para evitar a colmatagem. Essas condições devem ser consideradas como um guia geral, já que a FM pode ser utilizada em variedades de condições locais específicas.

2.2.2.4 Temperatura e qualidade da água superficial

A temperatura da água superficial afeta a viscosidade da água e, conseqüentemente, influencia a taxa de infiltração. Deve-se esperar variação sazonal e também diária, devido às diferentes temperaturas. Além disso, a temperatura está relacionada a processos importantes como a biodegradação, adsorção e dissolução de gases no leito do rio e no aquífero. A biodegradação de compostos orgânicos aumenta com a temperatura, porém favorece o aumento do crescimento de algas e menores concentrações de oxigênio, especialmente durante a noite. A concentração de oxigênio deve ser suficientemente alta para evitar condições anóxicas no aquífero, que ocasionariam a dissolução de ferro, manganês e arsênio; gerando a necessidade de tratamentos posteriores. A temperatura da água superficial deve estar idealmente na mesma faixa da temperatura da água potável ou com baixas variações de temperatura para evitar a formação de gases e processos de precipitação, que podem colmatar o leito do rio. Caso contrário, uma maior distância entre os poços e a fonte de água superficial, além de aquíferos com uma espessura maior, ajudaria a diminuir esses problemas ao equilibrar a temperatura da água no aquífero e permitir processos de mistura com a água subterrânea local.

A concentração de oxigênio na água do leito do rio e do aquífero, além de ser afetada pela alta temperatura, também depende da quantidade de carbono orgânico biodegradável disponível e da concentração de amônia na água superficial. Se a quantidade de carbono orgânico biodegradável é relativamente alta, o oxigênio dissolvido e o nitrato podem ser consumidos gerando condições anóxicas e, assim, dissolução de ferro, arsênio e manganês. De forma semelhante, altas concentrações de amônia, na água superficial, contribuem no consumo de oxigênio e possível formação de condições anóxicas.

2.2.3 Ensaios para estudar a FM

Para estudar o comportamento dos contaminantes e mudanças na qualidade da água durante a FM, vários experimentos têm sido utilizados em escala real e em nível de bancada. Entre os ensaios de bancada, os mais importantes são o TF e os ensaios em colunas.

2.2.3.1 Experimento Test Filter (TF)

Este tipo de teste foi inicialmente desenvolvido para avaliar a remoção de compostos orgânicos durante o tratamento por filtração em

margem seguida de carvão ativado (SHOENHEINZ 2004; LINDNER *et al.*, 2000). Este experimento é utilizado para determinar os compostos que podem ser removidos em condições aeróbias. Os compostos não removidos durante a filtração em margem foram classificados como “relevantes para as ETAs” e os compostos não removidos por FM e, tampouco, por carvão ativado como “relevantes para água potável”.

O teste consiste na recirculação contínua da água de um recipiente através de uma coluna cheia de carvão, biologicamente ativo (Figura 2.4). Amostras compostas da água do recipiente são avaliadas em termos das substâncias de interesse, durante horas ou dias, para observar o decrescimento na concentração. Lindner *et al.* (2000) reportaram que, ao utilizar carvão ativado como meio filtrante, algumas substâncias de interesse, uma vez removidas, voltavam a aparecer no efluente, indicando que os compostos foram originalmente adsorvidos na superfície, porém, não foram biodegradados. Por essa razão, novos materiais não adsorventes como vidro poroso e pedras pomes granuladas têm sido utilizados para evitar a adsorção durante os experimentos com Test Filter.

Em ambos os tipos de material de preenchimento na coluna, é importante utilizar microrganismos adaptados à água de estudo para facilitar a aclimação do meio filtrante. Para isto, a água é circulada através da coluna, contendo o material filtrante por algumas semanas prévias ao desenvolvimento do experimento. Durante esse período, na superfície do material filtrante, forma-se um biofilme na face do material. A importância de haver organismos, adaptados ao contaminante a remover, foi demonstrada por Lindner *et al.* (2000) quando, avaliando a degradação do pesticida isoproturon (IPU), observaram um aumento na degradação no momento de repetir o teste com água fortificada, por uma segunda vez. O uso de microrganismos adaptados e o pouco tempo de duração do teste permitem a boa simulação da degradação biológica, que ocorre no sedimento do manancial com baixas condições aeróbias (BÖRNICK *et al.*, 2001).

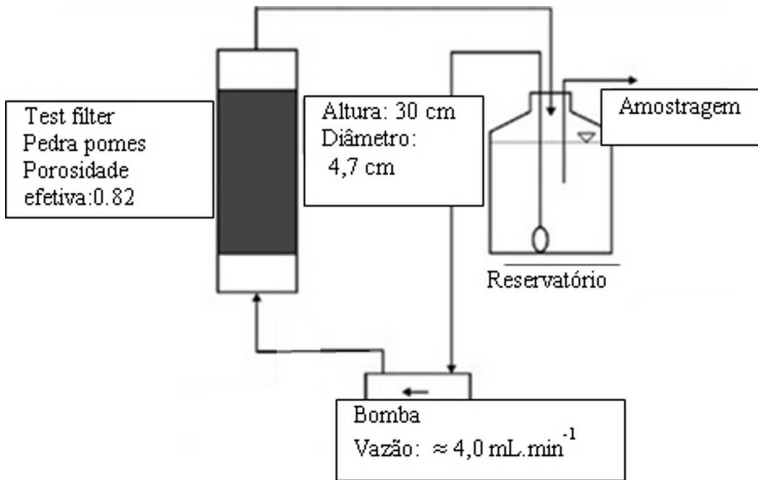


Figura 2.4 Esquema do sistema Test Filter. (Fonte: Worch *et al.*, 2002)

Muitos estudos têm mostrado a aplicabilidade do TF. Lindner *et al.* (1999) reportaram a remoção de ácido nitriloacético NTA e a não remoção do EDTA durante um experimento com o TF. O resultado concorda com a ausência do NTA na água filtrada em margem e com a presença do EDTA na água filtrada em margem no rio Reno na Alemanha. Outro material utilizado é a pedra pomes granulada. Bornick *et al.* (2001) e Worch *et al.* (2002) reportaram o uso do TF para simular a degradação de um grupo de aminas aromáticas em sedimentos do leito de um rio. Para isto, água do manancial foi fortificada com a substância de interesse e avaliada sua degradação no TF. A degradação dos compostos foi representada por uma cinética de primeira ordem e, segundo a meia vida, os compostos foram classificados com biodegradabilidade muito boa, boa, média e fraca. Na sessão 1.6, expõe-se o uso do TF em estudos de biodegradação da MON. A sua aplicabilidade a MON abrange a determinação da cinética de degradação do COD facilmente degradável e a determinação da bioestabilidade da água tratada após nos sistemas de distribuição. Assim, numa água bio estável é de esperar uma baixa ou nula redução na concentração do COD, após vários dias de contato com o TF.

2.2.3.2 Colunas de fluxo contínuo

O uso de colunas em fluxo contínuo também tem sido utilizado para estudar a degradação e a adsorção de compostos orgânicos. Neste caso, as colunas são preenchidas com solo e sedimento do subsolo do local de interesse. O comprimento das colunas, utilizado pelos pesquisadores, é muito variado. Por exemplo, Worch *et al.* (2002) determinaram as constantes de adsorção e coeficiente de retardo de aminas aromáticas utilizando colunas preenchidas com sedimento, (não adaptado, biodegradação mínima), no sistema de fluxo contínuo da Figura 2.5. Porém, Horner *et al.* (2006) constataram, ao estudar um grupo de seis colunas com comprimento total de 30 metros e alimentadas pela água do lago Tegel (Berlin, Germany), que a concentração de COD decresceu quase 50 % durante os primeiros 7 m (correspondente a 28 dias de infiltração) e, posteriormente, decresceu aproximadamente 2 % a mais nos 18 m equivalentes a 72 dias de infiltração.

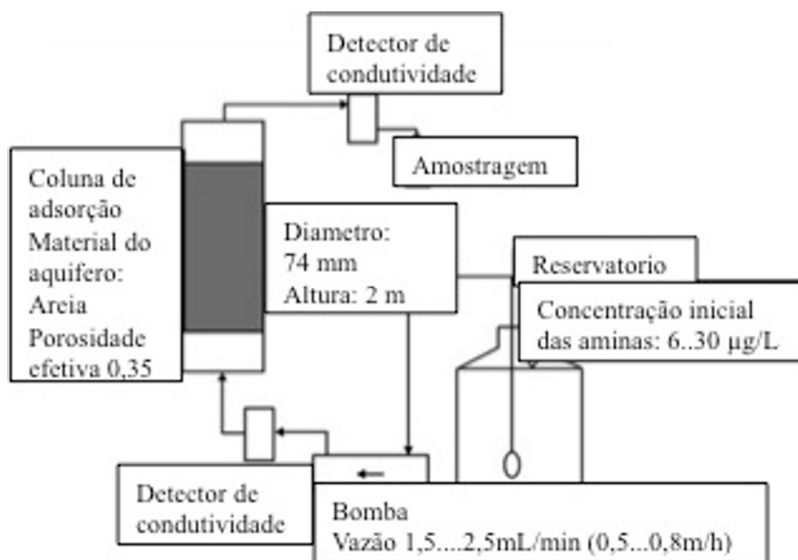


Figura 2.5: Sistema de coluna em fluxo contínuo para estudos de adsorção utilizado por Worch *et al.* (2002).

2.2.4 Remoção da MON e precursores de formação de TAM por FM

A seguir, mencionam-se vários estudos que mostraram a efetividade da FM na remoção da MON e a redução específica de MON precursora da formação de TAM. Posteriormente, serão expostos modelos que visam prever a remoção da MON com a distância ao poço.

2.2.4.1 Remoção de MON (COT e COD) POR FM

A remoção de matéria orgânica natural tem sido estudada em vários lugares, para o qual se utiliza como indicador, a redução do carbono orgânico total (COT) ou o carbono orgânico dissolvido (COD). Na Tabela 2.3, observa-se que as reduções em termos de COT, obtidas por meio da FM, variam entre 20 e 75 %; porém, em termos de COD, são um pouco menores (média 55 %). Isso acontece, pois, na determinação de COD da água da FM, não se contempla o carbono orgânico particulado (POC).

Na mesma tabela, observa-se que as remoções variam com o tempo e/ou distância da fonte de água ao poço. Por exemplo, no lago Kallavesi na Finlândia, a porcentagem de remoção aumentou 20% no poço A e 70 % no poço B, após o aumento do tempo de percurso de 1 semana para 2-3 semanas. Em ambos os casos, a água dos poços foi 100% filtrada em margem (MIETTINEN ; MARTIKAINEN; VARTIAINEN, 1994). Posteriormente, Wang (2003), utilizando 3 piezômetros, W1, W2 e W3 no rio Ohio, em Mile 592, mostrou que a remoção ocorre principalmente nos primeiros dias/metros de infiltração. A FM removeu 30 % de COT antes de ultrapassar 2 m de infiltração, ou seja, equivalente a 5 h de contato (W1 e W2); e após quase 3 m ou 7 h (W3) de infiltração, obteve-se um sutil aumento na remoção de COT.

Nesses primeiros centímetros de percurso, a MON removida foi principalmente carbono orgânico biodegradável (COB). Mediante testes do conteúdo de carbono orgânico biodegradável, na água bruta do mesmo rio, Wang (2003) encontrou 0,56 mg/L de COB (20 % COD total) e na distância de três metros (W3), uma concentração de COB abaixo do limite de detecção (0,1 mg/l), indicando uma remoção preferencial de COB maior que 80 %. Nesse estudo, a posterior diminuição da MON nos poços L4 e L2, com distâncias de 15 e 30 m, além dos processos próprios de remoção durante a passagem pelo subsolo, houve uma influência da diluição com a água subterrânea local (WANG, 2003).

A diluição afeta a concentração do COD na água filtrada em margem, pois, na água subterrânea, o COD normalmente se encontra na faixa de 0,5 a 1,5 mg/L, contrário a valores superiores na água superficial (SHOENHEINZ, 2004). O efeito da diluição foi observado no mesmo rio Ohio (porém em Jeffersonville) e no rio Wabash em Terre Haute, Indiana, por Weiss *et al.* (2003a, 2003b). Em ambos os rios, nos poços W9 e HW a remoção de COD/COT foi próxima a 60%, quando a porcentagem de água filtrada em margem (%FM na Tabela 2.3) esteve próxima a 100%. Porém, conforme se estendeu a distância em relação ao manancial e aumentou a diluição, as remoções estiveram entre 75 e 90%. Deve-se salientar que a porcentagem de água filtrada em margem é determinada mediante balanço de massa e variação de parâmetros inorgânicos (ex. cálcio, magnésio, sulfato, cloreto), em relação à água bruta.

Em outro estudo, Partinoudi e Collins (2007) determinaram uma média de remoção de COD, em torno de 55 %, em poços localizados a 23 m dos rios Souhegan e Cedar, Estados Unidos, dos quais, segundo os dados de balanço de massa, 25 % correspondeu à FM e 30 % à diluição. Entretanto, os rios Soucook e Ohio apresentaram reduções muito diferentes entre si. O primeiro apresentou uma grande redução (86 %), relacionada a uma maior distância do poço (55 m), e dessa redução, 71 % foi atribuída à FM e, em torno de 15%, à diluição. No poço do rio Ohio, em apenas a 12 m do rio houve redução total de 33 %, do qual foram estimados 11 %, devido à FM, e 22 % devido à diluição. Assim, percebeu-se que a maior remoção de COD aconteceu no poço de maior distância ao rio, devido ao processo de FM.

O efeito da diferença em biodegradabilidade da MON para diferentes fontes de água foi observado por Wang (2003), comentado acima, e por Weiss *et al.* (2003b, 2004). Os autores do segundo estudo compararam as remoções dos rios Ohio e Missouri nos poços W9 e W4, W5 (ver segunda coluna da Tabela 2.3) respectivamente com o rio Wabash no poço HW. A água de FM do rio Wabash, mesmo estando mais próxima ao rio, apresentou uma redução da MON maior que a água de FM nos poços mais distantes dos outros rios (W9 para rio Ohio e W4 e W5 no Missouri). Mediante testes de COB, os autores demonstraram que a diferença foi devido a um maior conteúdo de COB, no caso da água do rio Wabash. Esta variação nas características da MON, em fontes de água, pode ser esperada entre diversas regiões e mesmo entre diferentes fontes, em uma mesma região (Owen *et al.*, 1995). Além disso, indica uma maior remoção da MON, a pouca distância da fonte de água, na presença de MON facilmente

biodegradável, como mostrou o estudo de Wang (2003), mencionado acima.

Tabela 2.3: Vários estudos de remoção de MON por FM, em função do tempo/distância de percurso e a porcentagem de filtração em margem.

Local	COD ; COT na água bruta (mg/L)	Nome do Poço	Remoção (%) (COT ou COD residuais, mg/L)	Tempo/ distância	% FM	Referência
Lago Kallavesi, Finlândia	COT: 12,1±1,4	A	20% (9,7±1,5)	1 semana	100	Miettinen <i>et al.</i> (1994)
		B	70% (4,4±1,4)	2-3 semanas		
Rio Ohio, Mile 592, USA	COT: 2-4; media 2,9	HW	38% (2,1)	1 mês; 30,5 m		Wang (2003)
		W1,W2, W3	W1 e W2: 30% W3 levemente acima do 30%	W1: 2h; 0,6 m W2: 4,5h; 1,5 m W3: 7h; 2,75 m	100	
		L4	40%	7,5-10 d; 15 m	66-90	
		L2	50%	15-20 d; 30,5 m	80-90	

Continuação Tabela 2.3

Local	COD ; COT na água bruta (mg/L)	Nome do Poço	Remoção (%) (COT ou COD residuais, mg/L)	Tempo/ distância	% FM	Referência
Rio Ohio, Jeffersonville, Indiana	COT 3,0 COD 2,7	W9	COT: 60% (1,2) COD: 58% (1,1)	3-5 d 30 m	96	Weiss <i>et al.</i> (2003a, 2003b)
		W2	COT: 75% (0,8) COD: 74% (0,7)	13-19 d; 177 m	Diluição alta	
Rio Wabash, Terre Haute, Indiana	COT 4,7 COD 4,1	HW	COT: 67 % (1,5) COD: 64 % (1,5)	14 a 60 d 27 m	100	Diluição alta
		W3	COT: 88 % (0,6) COD: 88 % (0,5)	122 m		
Rio Missouri, Parkville, Missouri	COT 4,5 COD 3,6	W4 e W5	COT: 41 % (2,6) COD: 35 % (2,3)	37 m	100	
Rio Soucook, Pembroke, NH			COD: 86% (15% diluição e 71% FM)	5,0 d 55 m	41	Pardinoudi e Collins (2007)
Rio Ohio, Louisville, Ky			COD: 33% (22% diluição e 11% FM)	1,0 d 12,2m	79	

Continuação Tabela 2.3

Local	COD ; COT na água bruta (mg/L)	Nome do Poço	Remoção (%) (COT ou COD residuais, mg/L)	Tempo/ distância	% FM	Referência
Rio Souhegan Mildford, N.H.			COD: 55% (30% diluição e 25% FM)	1,0 d 23 m	41	
Rio Cedar, Cedar Rapids, Iowa			COD: 55% (30% diluição e 25% FM)	1,0 d 23 m	70	
Lago Vihnusjarvi, Finlândia	COT: 10,0±1,0	A	55 % (4,5±0,7)	3-4 meses	≈ 100	Kivimäki <i>et al.</i> , 1998)
Lago Vesijarvi, Finlândia	COT: 4,8±0,3	A	29% (13,4±0,5)	1-1,5 meses	≈ 100	
Lagoa do Peri, Santa Catarina	COT: 7,3 (6,0-8,7)		COT: 74% (1,4-2,6)	>80d; 20 m	≈100	Mondardo (2009)

O efeito do tipo de solo/subsolo na remoção de MON, foi estudado por Kivimaki *et al.* (1998) nos lagos Vihnujärvi e Vesijärvi na Finlândia. Na região do primeiro lago, a primeira camada de infiltração, com 3,5 m de espessura, está constituída por argila e silte, principalmente. Esta camada retarda a infiltração e remove entre 82-90 % do material húmico de maior massa molecular, contribuindo assim, com a remoção total de 55 % de COT (Tabela 2.3). No lago Vesijärvi, o material da margem do lago é principalmente cascalho, permitindo uma rápida infiltração e, conseqüentemente, um tempo de percurso menor. Dessa forma, a remoção total alcançou somente 29 % com uma remoção de material húmico entre 16-21 %.

Como último caso, na Tabela 2.3, aparecem os dados de remoção de COT, obtidos na Lagoa do Peri, durante o ano de 2005, em um poço experimental, situado a 20 m da beira do manancial (MONDARDO; 2009). Ensaios de escoamento, mediante medição do lençol freático, e análises do íon cloreto, feitos com a água da lagoa e água de FM, confirmaram que a água é 100 % provinda da FM. Os dados mostram uma remoção em torno de 74 %, em termos de COT, uma das maiores em relação aos outros estudos mostrados na Tabela 2.3. Esta alta remoção pode estar relacionada com a presença de microalgas e, portanto, matérias extracelulares facilmente degradáveis.

Deve-se salientar que, em alguns casos, a presença de carbono orgânico sólido (COS) no subsolo pode exercer influência na remoção. Kedziorek; Geoffriau; Bourg (2008) estudando a água filtrada em margem, no Rio Lot na França, sugeriram o COS, como uma fonte importante de COD. Da mesma forma, estudos em colunas preenchidas com sedimentos mostraram um aumento do COD conforme o aumento de temperatura, indicando a de-sorção do COS (Schoenheinz, 2004).

Em resumo, e segundo Partinoudi e Collins (2007), a remoção da MON depende do local e poderia depender do tipo de solo subterrâneo, do tempo de residência/percurso hidráulico, da diluição com a água subterrânea, da concentração da MON, biodegradabilidade e características da MON.

2.2.4.2 Remoção de precursores de TAM por FM

A Tabela 2.4 mostra vários estudos sobre remoção de precursores de formação de TAM, encontrados na literatura. O estudo realizado por Miller *et al.* (1990), com análise de 50 poços em Kansas nos Estados Unidos, mostraram a influência da água superficial sobre a água subterrânea. Dos 50 poços, 23 localizados em sistemas aluviais

apresentaram maior quantidade de matéria orgânica e de PFTAM devido à maior influência da água superficial. Assim, a água filtrada em margem normalmente tem valores superiores de PFTAM do que a água subterrânea local, porém menores do que a água superficial de origem.

Outro aspecto importante observado nos estudos mostrados na Tabela 2.4, indica a remoção favorável dos precursores de TAM sobre outros tipos de MON, isto é, conforme aumenta a remoção de MON, a redução do PFTAM aumenta numa proporção maior. Por exemplo, no lago Kallavesi, na Finlândia, Miettinen, Martikainen e Vartiainen (1998) reportaram um aumento na remoção de MON de 24 % a 63 % após uma e três semanas de percurso, correspondendo com um aumento respectivo da remoção de precursores de 74 % até 89 %, em termos do PFTAM.

Os resultados de Gerlach e Gimbel, (1999) e Mälzer, Gerlach e Gimbel, (2001) mostraram o efeito da distância/tempo de contato sobre a remoção de precursores. Os autores avaliaram, em dois períodos de tempo diferentes, a redução de PFTAM em um sistema de colunas de 13 m de comprimento, no sistema TF e em um poço a 100 m do Rio Elbe, na Alemanha. As reduções de precursores, como PFTAM, a 1 m e 13m, na saída do sistema, foram de 9 % e de 27 % respectivamente. No TF a redução de PFTAM foi entre 11-13,5 %, e no sistema real de FM de 100 m foi próximo dos 40 %.

A remoção preferencial dos precursores da formação de TAM pode-se ilustrar utilizando os dados de Weiss *et al.* (2003a, 2003b) da Tabela 2.4, observados na Figura 2.6. Como pode-se perceber no gráfico, também indicado pelos autores, obteve-se uma maior redução na concentração de PFTAM que a correspondente redução em COT. Esse fato é devido a uma remoção preferencial do material orgânico que reage com o cloro e o bromo (WEISS *et al.*, 2003a, 2003b).

Tabela 2.4: Estudos de remoção de COT e de precursores de TAM por FM em função do tempo/distância de percurso.

Local	A.B.: COD e COT (mg/L) PFTAM (µg/L)	Poço	Remoção (%) (COT residual; mg/L)	Remoção (%) (PFTAM residual; µg/L)	Tempo/ distância (m, d, h, semanas)	Referência
50 poços em Kansas, USA.	COT: 1,03±0,76	Aquífero consolidado		(46,7±39,5)	Não mencionado	Miller <i>et al</i> (1990)
	COT: > 1,5	Aquífero aluvial		(>50)	Não mencionado	
Lake Kallavesi, Ilha Hietasalo, Finland	COT: 10,1±0,9		24% (7,7±0,8)	74% (24±13)	1 semana	Miettinen; Martikainen e Vartiainen (1998)
	PFTAM: 91±12		63% (3,7±0,7)	89% (10±10)	3 semanas	
Rio Elbe, Test filter e colunas (13m), Alemanha	PFTAM: 11,5-15,5	Colunas (C), Test filter (TF) e FM no rio Elbe (100m)		C (1m): 9% (10,5–14) TF: 12% (10,2-13,5) C (13m): 27% (8,5-11,2) FM (100m): 40% (7-9 µg/L)	Não mencionado	Gerlach e Gimbel (1999) e Mälzer, Gerlach e Gimbel (2001)

Continuação Tabela 2.4

Local	A.B.: COD e COT (mg/L) PFTAM (µg/L)	Poço	Remoção (%) (COT residual; mg/L)	Remoção (%) (PFTAM residual; µg/L)	Tempo/ distância (m, d, h, semanas)	Referência
Ohio River, Jeffersonvill, Indiana	COT: 3,0 COD: 2,7 PFTAM:197 PFAHA:208	W9	60% (1,2)	80%; (39)	3-5 d 30 m	Weiss <i>et al.</i> 2003a
Wabash River, Terre Haute,	COT: 4,7 COD: 4,1 PFTAM: 326 PFAHA:354	HW	67% (1,5)	73%; (88)	14-60 d 27 m	
Missouri River, Parkville,	COT: 4,5 COD: 3,6 PFTAM: 240 PFAHA: 228	W4	41% (2,6)	57%; (104)	37 m (tempo não disponível)	
		W5	40% (2,7)	57%; (103)	37 m (tempo não disponível)	

Continuação Tabela 2.4

Local	A.B.: COD e COT (mg/L) PFTAM (µg/L)	Poço	Remoção (%) (COT residual; mg/L)	Remoção (%) (PFTAM residual; µg/L)	Tempo/ distância (m, d, h, semanas)	Referência
Ohio River, USA	COT 2-4 média: 2,9		W1,W2,W3: 30%; W3 leve maior L4: 40%	W1,W2,W3: 25% W3 leve maior L4: 40%	W1: 2 h; 0,6 m W2: 4,5 h; 1,5 m W3: 7 h; 2,75 m L4: 7,4-10 d 15 m	Wang (2003)

Contrariamente, os dados de Wang (2003), indicam um mesmo nível de remoção para COT e PFTAM. Da mesma forma que no caso da redução de MON, deveria se esperar que a remoção específica de substâncias reativas com o cloro seja característica do local do estudo, assim como, depender do tempo de residência/percurso hidráulico, diluição com a água subterrânea, da concentração da MON, biodegradação e tipo da MON e do tipo de solo subterrâneo.

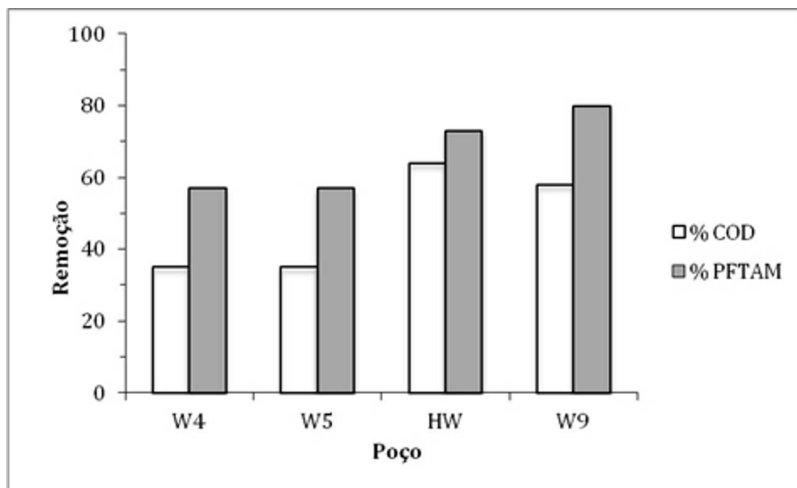


Figura 2.6: Correlação entre a remoção de PFTAM e COT em vários rios da América do Norte (baseado em WEISS *et al.*, 2003a; 2003b).

Deve-se notar que em nenhum dos estudos encontrados na pesquisa bibliográfica, na seção anterior e nesta seção, faz referência às reduções de PFTAM em mananciais com florações de cianobactérias.

Porém, como apresentado na seção anterior, o manancial Lagoa do Peri, cuja água apresenta-se nessas condições de altas florações, a remoção de COT foi acima dos 70 %, o que faz esperar, segundo os resultados expostos nesta seção, uma porcentagem de remoção de PFTAM bastante alta.

2.2.5 Modelos de atenuação de MON em FM

Como foi exposto nas seções anteriores, existe uma relação entre a quantidade de MON removida e a quantidade de precursores de TAM reduzido. Alguns estudos na literatura, que serão apresentados a seguir, tentaram modelar a remoção da MON durante a filtração em margem.

Porém, não foram encontrados modelos descrevendo a remoção específica de precursores de TAM durante o percurso no subsolo. Diante disso, pode-se esperar que os modelos sobre remoção de MON refletam, ou ao menos, tenham uma relação com os TAMs formados.

Os estudos mais avançados foram realizados por Schoenheinz (2004). A autora descreve a atenuação da MON (COD) como uma cinética de primeira ordem, em um reator tubular em estado estacionário. Adicionalmente, a autora considera que a remoção da MON é devido, principalmente, à biodegradação, por que a MON está formada. Considera-se quatro porções hipotéticas: facilmente degradável, moderadamente degradável, lentamente degradável e não degradável:

$$c_T(t) = c_{01} (e^{-\lambda_1 t} - 1) + c_{02} (e^{-\lambda_2 t} - 1) + c_{03} (e^{-\lambda_3 t} - 1) + c_{0T}, \quad (2.2)$$

onde a concentração do COD (c_T) varia com o tempo t . As constantes c_{01} , c_{02} e c_{03} são as concentrações de compostos com diferentes constantes de degradação λ_1 , λ_2 e λ_3 respectivamente.

As constantes para os compostos facilmente degradáveis são definidos por $\lambda_1 > 10^1 \text{ dias}^{-1}$, necessitando menos de 30 dias para a remoção de 95% do COD. A fração moderadamente degradável apresenta constante de degradação λ_2 entre 10^1 dias^{-1} e 10^2 dias^{-1} correspondentes a tempos entre 30 e 300 dias para reduzir um 95% o COD. No caso dos compostos lentamente degradáveis, λ_3 está na faixa de $10^{-3} \text{ dias}^{-1}$, são necessários entre 300 e 3000 dias para remover 95% do COD. O cálculo para a remoção encontra-se na seção 4.4.5. As duas primeiras frações podem ser representadas no laboratório mediante o TF e estudos de fluxo contínuo em colunas, respectivamente, regulando em ambos os casos os tempos de contato aos valores aqui apresentados.

Estas duas porções também podem ser estudadas em campo, nos primeiros decímetros do leito do manancial. Para os compostos facilmente degradáveis e em alguns metros de distância do manancial é possível estudar a remoção dos compostos moderadamente degradáveis.

Os compostos com uma constante de degradação menor que $10^{-3} \text{ dias}^{-1}$ são considerados não degradáveis, durante os tempos de retenção típicos da FM (Schoenheinz, 2004). A Figura 2.7 representa a correspondência das constantes cinéticas de degradação com os experimentos de laboratório e no campo. Já na Figura 2.8, mostra-se a forma do gráfico de degradação do COD com o tempo segundo o modelo de Schoenheinz (2004).

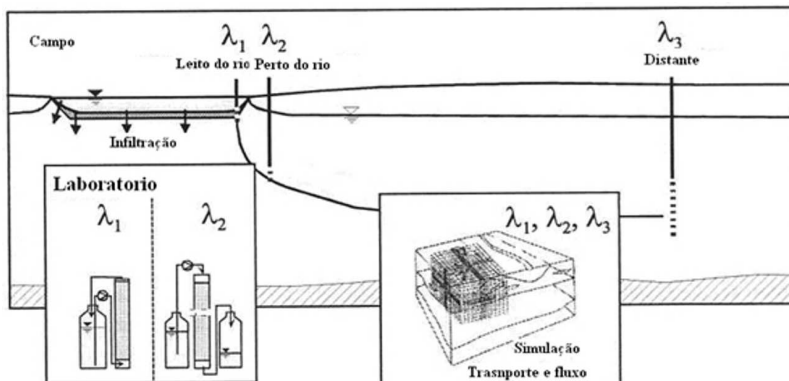


Figura 2.7: Esquema para a determinação das constantes de biodegradação segundo o estudo proposto por Schoenheinz (2004).

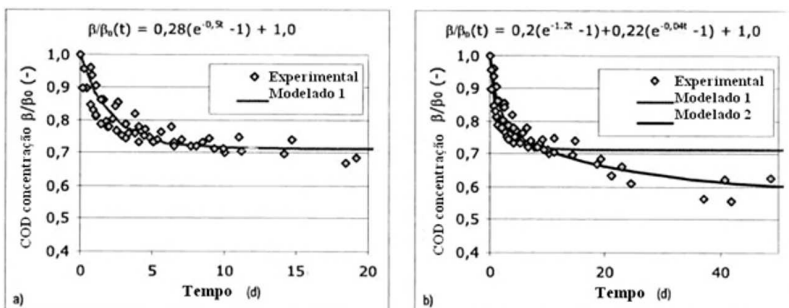


Figura 2.8: Resultados da degradação da MON para (a) uma meia vida, e (b) duas meia vidas (SCHOENHEINZ, 2004).

O modelo desenvolvido por Schoenheinz (2004) assume uma cinética de degradação de primeira ordem para os compostos orgânicos, condição de equilíbrio em relação à concentração de biomassa e à degradação dominada por microrganismos sésseis. Assim, o modelo permite desenhar estudos de laboratório e de campo para estudar a remoção de matéria orgânica por meio de filtração em margem ou outros tipos de tratamento pelo subsolo, como a recarga artificial de aquíferos.

Para realizar este tipo de estudo em campo, é preciso conhecer a rota de infiltração e o tempo de percurso da área de infiltração até o poço de abstração. Uma forma fácil e prática seria o uso da lei de Darcy e a porosidade efetiva no local para determinar a velocidade intersticial (v_a). A equação para a velocidade intersticial é:

$$v_a \text{ (m/d)} = (K s)/(L*\eta_{ef}) \quad (2.3)$$

onde η_{ef} : porosidade efetiva do solo; L: distância do poço principal até a margem; s: rebaixamento do lençol, medido dentro do poço e K: condutividade hidráulica. Com a velocidade intersticial, pode-se estimar o tempo mínimo (t_{min}) de percurso:

$$t_{min} = L/v_a \quad (2.4)$$

Outra forma mais apropriada, consiste em modelagem com o uso de programas apropriados. Dessa forma, é possível determinar a distância ao poço correspondente com o tempo especificado pelas equações de Schoenheinz (2004) para obter a remoção desejada da MON. A seguir, são descritos outros modelos para expressar a degradação da MON.

Horner, Holzbecher e Nutzmann., (2004) simularam a remoção em um sistema de colunas de 30 m de comprimento. Para o modelo, foi utilizado o software de especiação PHREEQC com o significado: pH (pH), RE (redox), EQ (equilibrium), C (programa escrito em C). Neste caso, os autores utilizaram uma cinética de primeira ordem com duas porções degradáveis com constantes de velocidade, λ_1 e λ_2 , de 0,002 e 0,00001 dias⁻¹ e uma terceira porção menos reativa. Esses valores das constantes cinéticas utilizadas pelos autores são menores que os reportados por Schoenheinz (2004), mas neste caso, os autores também consideraram o fenômeno de adsorção, não considerado no estudo de Schoenheinz. Horner, Holzbecher e Nutzmann., (2004) consideraram um coeficiente de adsorção de Freundlich (k_f) de 4,8 e o correspondente expoente (n_{ex}) como 0,99. Os resultados obtidos mostram uma rápida remoção de quase 50% nos primeiros 7 m (correspondentes aos 28 dias) e um decréscimo posterior de aproximadamente 2% a mais nos 18 m equivalentes a 72 dias de infiltração. Neste caso, os resultados da modelagem concordam com o exposto por Schoenheinz (2004): uma rápida degradação nos primeiros dias e uma posterior degradação mais lenta até uns 70 dias de percurso; para finalmente obter uma porção de matéria orgânica de difícil degradação.

A capacidade de remoção foi estudada também por Skark; Remmler e Zullei-Seibert, (2006) em 33 sistemas de FM e 19 fontes de água na Alemanha, na França, na Áustria e na Suíça. Mediante cálculos de regressão multivariada e utilizando dados hidrológicos e hidroquímicos da água superficial, os autores desenvolveram uma

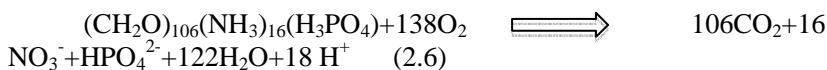
função para calcular a eficiência na remoção de COD. As variáveis utilizadas pelos autores para a avaliação da redução/remoção do COD (Y) foram dependentes do local de estudo e incluem a concentração de COD na água superficial (X1), a transmissividade (X2) e o tempo de percurso (X3):

$$Y = -0,503 + 0,811 \ln (X1) + 7,428 (X2) + 0,236 (X3) \quad (2.5)$$

Essa função expressa, de maneira correta, a remoção de COD em 74% dos casos para 43 amostras, com um desvio médio entre o valor observado e o valor calculado inferior a 0,5 mg/L. Ao considerar somente locais de FM com condições aeróbias, a resposta do modelo subiu a 87%. O modelo pode ser aplicado, diretamente, em um novo local de FM. Porém, a remoção da COD pode mudar particularmente pela variação sazonal da temperatura e a velocidade de infiltração (Skark; Remmler e Zullei-Seibert, 2006).

2.2.6 Condições REDOX e remoção durante a FM

As condições redox na FM estão diretamente relacionadas com a qualidade da água bruta e com a água obtida no poço. De acordo com Eckert e Irmscher (2006), inicialmente os microrganismos utilizam o oxigênio como receptor de elétrons mediante a equação:



Uma vez consumido o oxigênio dissolvido na água, e ainda existir carbono orgânico biodegradável, os microrganismos utilizam outros receptores de elétrons, segundo a sequência mostrada na Tabela 2.5.

Tabela 2.5: Sequência de reações redox ou processos de aceitação de elétrons e a energia correspondente (em kJ/mol CH₂O) (FONTE: KEDZIOREK, GEOFFRIAUX; BOURG, 2008).

Processo	Equação	ΔG (KJ/mol)	N°.
Respiração aeróbia	$\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightleftharpoons \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-475	(2.7)
Denitrificação	$5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{NO}_3^- + 4\text{H}^+ \rightleftharpoons 2\text{N}_2 + 5\text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$	-448	(2.8)
Redução de manganês (IV)	$\text{CH}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ \rightleftharpoons \text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O} + 2\text{Mn}^{2+}$	-349	(2.9)
Redução de ferro (III)	$\text{CH}_2\text{O} + 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+ \rightleftharpoons 4\text{Fe}^{2+} + \text{CO}_2 + 11\text{H}_2\text{O}$	-114	(2.10)
Redução de sulfato	$2\text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightleftharpoons 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2 + \text{HS}^-$	-77	(2.11)
Fermentação de metano	$2\text{CH}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-58	(2.12)

A formação de zonas redox para cada reação pode ser observada no campo (GRISCHEK *et al.*, 1998). A aparição de manganês, ferro ou sulfeto de hidrogênio na água filtrada em margem seria produto das reações 2.9, 2.10, e 2.11.

Stuyfzand, (1998) qualifica as condições redox como a “variável mestre” para a remoção de micro-poluentes, nos sistemas de filtração em margem e recarga artificial de aquíferos. Para muitos micropoluentes, poderia se estabelecer um ambiente anaeróbio, onde vários deles poderiam ser degradados ou precipitados. Esse ambiente seria uma barreira para selênio, entre muitos outros metais pesados, que precipitariam como sulfetos e para poluentes como atrazina e diuron, que seriam biodegradados.

As condições redox, durante a FM, influenciam claramente na remoção da MON. Os estudos realizados por Gruenheid, Amy e Jekel (2005), no Lago Tegel em Berlim, são um bom exemplo da importância das condições redox na remoção de COD e outros contaminantes. O lago Tegel recebe água tratada da cidade de Berlim. Nesse reservatório, a água é purificada por meio de um sistema de FM e também por um sistema de recarga artificial de aquífero (recarga de aquífero utilizando lagoas artificiais com efluentes tratados) para o consumo de água na cidade. As condições no local de FM apresentaram um curto percurso aeróbio e, posteriormente, condições anóxicas/anaeróbias. Porém, no sistema de recarga de aquíferos foi somente aeróbica. Em ambas condições, aeróbias e anóxicas/anaeróbias, o COD foi removido em aproximadamente a mesma quantidade (de 7,5 para 4,7 mg/L). Para Grünheid; Amy e Jekel (2005), essa diferença de 2,8 mg/L de COD representa o COD biodegradável (CODB) presente na água bruta. Assim, a água resultante, sem CODB, é biologicamente estável e poderia ser distribuída sem desinfecção. Deve-se salientar, que a distribuição de água filtrada em margem sem desinfecção, é possível em casos onde as redes não apresentarem fontes de contaminação. No entanto, para os sistemas de abastecimento brasileiros, não seria uma prática recomendável.

Os autores encontraram, também, uma diferença importante na cinética da remoção de COD. Em condições aeróbias, a remoção mostrou-se rápida para o primeiro mês ou primeiros metros do percurso, porém, em condições anóxicas/aeróbias, foi necessário mais de três meses ou 55 m de percurso para alcançar a mesma remoção do local aeróbio. Assim, o tempo e distância de percurso para obter a remoção do CODB são fortemente dependentes das condições redox no sistema, ou

seja, as condições redox variam a cinética da degradação, mas não necessariamente a concentração de carbono residual não degradável.

Num estudo complementar ao anterior, Jekel e Grünheid (2006) reportaram, de maneira excepcional, condições aeróbias durante um período de 9 meses no mesmo sistema de FM, mencionado acima (normalmente anóxico/anaeróbio). Nesse período, os pesquisadores determinaram que nos primeiros 25 m de infiltração, 35% e 24 % do COD foram degradados em condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias, respectivamente. Posteriormente, a porcentagem de redução atingiu 40 % em condições aeróbias e 34 % em condições anóxicas/anaeróbias, após de 70 m de infiltração . A conclusão de Jekel e Grünheid (2006) foi semelhante às reportadas em Grünheid; Amy e Jekel (2005), os quais relatam que as condições aeróbias e anóxicas, durante a infiltração, podem produzir remoções de COD similares, todavia a cinética da remoção depende das condições redox.

Quanto ao caráter da MON, durante a infiltração em ambas condições, aeróbias e anóxicas/anaeróbias, observou-se a remoção de polissacarídeos (PS) e a diminuição das substâncias húmicas (HS), de compostos formadores das substâncias húmicas (CFSH) e de ácidos de baixo peso molecular (ABPM) detectadas por LC-OCD (Grünheid; Amy e Jekel 2005; Jekel; Grünheid, 2006). Porém, Jekel e Grünheid (2006) reportaram que os PS são removidos instantaneamente na zona de infiltração aeróbica, inclusive num estudo em colunas, após 0,21 m de infiltração. Não detectaram a presença de PS em condições aeróbias, mas operando o experimento em condições anóxicas, os PS foram detectados inclusive a 30 m de percurso (Jekel; Grünheid, 2006). Finalmente, os autores determinaram que a quantidade de oxigênio e nitrato disponível na água do lago era suficiente para reagir com o COD presente, porém, a troca de condições redox sofrida no sistema de FM foi devido à presença de uma grande quantidade de carbono orgânico particulado (POC), presente na zona de infiltração.

2.2.7 Variação das características e tipos de MON durante a FM

Durante o percurso da MON pelo subsolo na FM, ocorrem várias mudanças em seu tamanho, caráter e estrutura química, que serão discutidas nos parágrafos seguintes.

Para determinar o efeito da FM no tamanho dos compostos da MON, Ludwig *et al.* (1997) utilizaram a técnica de ultrafiltração para caracterizar, em termos de tamanho, a água bruta e água filtrada na margem do rio Elbe, na Alemanha. Durante o percurso de 350 m até o

poço, aumentou a proporção de COD com menor peso molecular (<1000 g/mol), diminuiu a fração com maior peso molecular (> 10000 g/mol) e a proporção com peso molecular entre 1000 e 10000 g/mol permaneceu relativamente estável. Tanto a água bruta quanto a água filtrada em margem, apresentaram a maior quantidade de compostos ativos à luz UV na fração 1000 a 10000 g/mol. O valor da absorção da UV-254 mostrou uma redução significativa de $14,8 \text{ m}^{-1}$ na água bruta até $7,8 \text{ m}^{-1}$ na água do aquífero. Na fração com maior peso molecular, foram removidos principalmente compostos não ativos à luz ultra-violeta (LUDWIG *et al.*, 1997).

Relacionado aos resultados anteriores, Gerlach e Gimbel (1999) e Mälzer; Gerlach e Gimbel, (2001) explicam o mecanismo de remoção dos materiais húmicos. As substâncias húmicas com maior massa molecular são depositadas favoravelmente na zona de infiltração. Porém, a acumulação da MO é evitada pela degradação microbiana acompanhada pela re-solvatação dos metabólitos de menor peso molecular do material húmico. Assim, mediante esse processo, a água filtrada em margem obtida tem compostos com uma menor massa molar, o qual concorda com Ludwig *et al.* (1997). Esses mecanismos de deposição e posterior re-solvatação e biodegradação propiciam a remoção de compostos precursores da formação de TAM.

Estudos de remoção de grupos de compostos utilizando a técnica exclusão cromatográfica por tamanho (size exclusion chromatograph), durante a filtração em margem, no lago Tegel - Berlim, mostraram que depois de um tempo de percurso de 4,5 meses (90 m), os polissacarídeos foram removidos completamente e que a concentração de ácidos húmicos e ácidos de menor peso molecular foram reduzidos em uma magnitude similar (Ziegler *et al.*, 2001). Nesse estudo a análise de SUVA não mudou, ficou em valores $2 \text{ L}/(\text{mg} \cdot \text{m})$. Para os autores, o COD foi reduzido (40-50 %) principalmente por processos de biodegradação e, em menor importância, por processos de adsorção. Posteriormente, Grünheid, Amy e Jekel, (2005) reportaram, baseados em estudos durante dois anos no mesmo lago, que o principal processo de remoção em condições contínuas de FM é a biodegradação e que a adsorção é mínima.

Estudos posteriores no mesmo local mostraram, utilizando a técnica de cromatografia líquida ligada ao detector de carbono orgânico total (LC-OCD), que a água do manancial, caracterizada por alta concentração de COD (7,5 mg/L), está constituída por ácidos fúlvicos (4-5 mg/L), matéria orgânica produto de efluentes domésticos tratados (1-2 mg/L) e produtos celulares de algas (Ziegler, 2001). Grünheid,

Amy e Jekel (2005), utilizando a mesma técnica (LC-OCD), caracterizaram a água filtrada em margem do lago Tegel, encontrando que o conteúdo de polissacarídeos (PS) foi removido completamente e que as substâncias húmicas (SH), os compostos formadores das substâncias húmicas (FSH) e os ácidos de baixo peso molecular (ABPM) mostraram redução conforme a distância ou tempo de percurso. Na Figura 2.9, se observa a redução das diferentes frações de COD nos piezômetros instalados a 3 meses/25 m (3301), 3,9 meses/77 m (3303) e para o poço de captação a 4,9 meses/90 m. O primeiro pico, no tempo 35-45 min, corresponde aos PS, o segundo pico, a 52 min, às substâncias húmicas (SH), e na sequência os compostos formadores das substâncias húmicas (CFSH) a 57 min e os ácidos de baixo peso molecular (ABPM) a 62 min.

A análise de SUVA, reportada por Grünheid, Amy e Jekel (2005) inicialmente mostrou, na zona de infiltração aeróbica, um aumento deste parâmetro de 2 m-1 mg até 2,4 m-1 mg, indicando a remoção preferencial dos compostos alifáticos (os PS contêm principalmente compostos alifáticos), posteriormente o SUVA diminuiu novamente a 2.1 l/m mg durante o percurso na região anóxica, indicando a redução de compostos com estruturas aromáticas e com dupla ligação carbono-carbono, concordando com os estudos de LC-OCD.

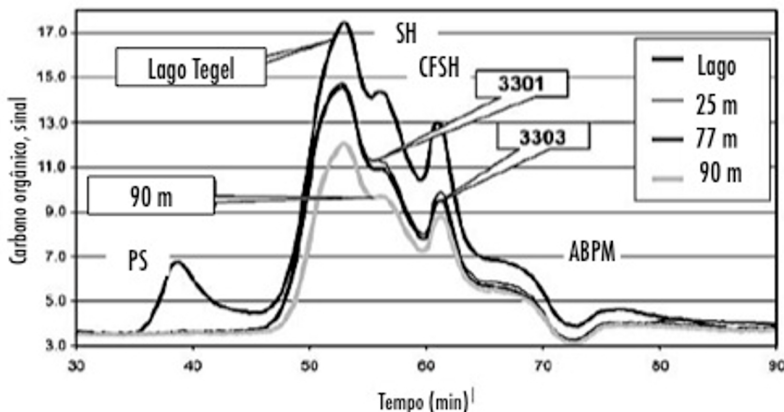


Figura 2.9: Cromatograma de LC-OCD para o sitio de FM no lago Tegel, Berlin. Fonte: Grünheid, Amy e Jekel (2005).

Weiss *et al.* (2004) utilizaram o parâmetro SUVA para estudar as mudanças do caráter da MON na água de três rios do centro-oeste dos Estados Unidos (detalhes sobre os locais de estudo e outros resultados foram apresentados na Tabelas 2.3 e 2.4). Nos resultados, a SUVA, após

FM da água dos rios Wabash ($2,7 \pm 0,8$ L/mg m) e Missouri ($2,3 \pm 1,1$ L/mg m) não apresentou mudança significativa, de acordo com os autores. Isso é indicação de que tanto os materiais maiores e mais aromáticos como os menores e não húmicos foram removidos da mesma forma. Entretanto, a água do rio Ohio teve uma redução de SUVA de 26 % ($2,7 \pm 1,2$ L/mg m a $2,0 \pm 0,7$ L/mg m), mostrando a redução preferencial do material hidrofóbico. Para os autores, durante a FM, ambos grupos de materiais, os que absorvem e os que não absorvem UV, são removidos. Esta conclusão concorda com os estudos feitos por Grünheid *et al.* (2005), que mostraram que todas as frações foram removidas em alguma medida.

Recentemente em um estudo, Maeng *et al.* (2008) estudaram, em dois sistemas de colunas (percurso total de 5 m), a água superficial dos canais do Delft na Holanda e água superficial contaminada com efluentes. Maeng *et al.* (2008) utilizaram técnicas de fluorescência e de cromatografia líquida acoplada com detector em linha de carbono orgânico e nitrogênio orgânico (LC-OCD/OND) com intuito de caracterizar a água de entrada e saída nas colunas. Após o percurso pelas colunas, não foi observado material proteico e tampouco os biopolímeros (polissacarídeos) na água, indicando que esses materiais são facilmente removidos no percurso pelo subsolo. As substâncias húmicas, compostos formadores das substâncias húmicas e os ácidos de baixo peso molecular não foram significativamente removidos no percurso de 5 m das colunas. Essas observações são complementadas por outros resultados de Maeng *et al.* (2008), onde foi encontrada uma redução de 50 % do COD durante os primeiros 50 cm de infiltração nas colunas e uma redução do OD entre 64 e 70 %, ambos parâmetros correlacionam com altas concentrações de ATP, evidenciando a alta atividade biológica nos primeiros centímetros de infiltração e a importância dos processos de biodegradação na remoção da MON.

2.3 REMOÇÃO DA MON POR TRATAMENTO CONVENCIONAL

2.3.1 Variações das características e caráter da MON durante tratamento convencional

Muitos estudos indicaram uma melhor remoção da fração hidrofóbica do que a hidrofílica da MON no tratamento convencional (Kim; Yu, 2005; Owen *et al.*, 1995; Singer, 1999).

Kim e Yu (2005), na água do rio Han na Korea, determinaram, utilizando resinas XAD, que a água bruta nesse rio, provavelmente pela influência de esgoto, tinha mais material hidrofílico (55-70 %) que hidrofóbico. Após o tratamento convencional (coagulação e sedimentação em nível piloto), a remoção de COD foi por volta dos 34 %, com uma remoção de 30 % do material hidrofóbico e de 20 % para substâncias hidrofílicas após a sedimentação; na seguinte etapa de filtração direta, aumentou-se a remoção de hidrofílicos até 30 % e a de hidrofóbico não teve modificação.

Em se tratando da formação de TAM no estudo, a escala piloto de Kim e Yu (2005), tanto na água bruta como após os tratamentos, o valor do teste PFTAM foi maior na fração hidrofóbica que na hidrofílica. Uma diminuição do valor de SUVA, conforme avançou o tratamento, confirmou a remoção da fração hidrofóbica. Assim, a remoção dos precursores de TAM, no tratamento convencional, foi por volta de 50 %, mostrando a preferência na remoção de precursores de TAM através do tratamento convencional (KIM; YU, 2005).

Collins; Amy; Steelink, 1986) reportaram resultados semelhantes ao estudar a água de dois rios, tratada convencionalmente ou por filtração direta. Nesse estudo, a água bruta geralmente apresentou uma maior quantidade de material hidrofóbico após fracionamento com XAD8 e, também, uma quantidade de TAM depois da cloração relativamente maior do que a fração hidrofílica. Após o tratamento, a redução das substâncias hidrofóbicas e do PFTAM foram maiores do que as mesmas da fração hidrofílica. A redução do PFTAM foi relativamente maior, indicando a remoção preferencial da MON reativa com o cloro precursora dos TAMs.

FABRIS *et al.* (2008) estudaram a água de vários reservatórios e de várias ETAS, nos países Noruega (3 ETAS) e Austrália (4 ETAS). Os sistemas de tratamento nas ETAS utilizavam coagulação e diferentes formas de separação de flocos: flotação, filtração direta, filtração de contato em três meios filtrantes, e sedimentação e filtração rápida. Em todas as ETAS, a remoção do COD foi por volta de 59 % (± 9 %) e a redução de precursores, como o PFTAM (dose de 20-30 mg Cl_2/L , 30 °C, 4 horas), esteve em 46 % para a ETA de filtração por três meios filtrantes e 85 % para a ETA com filtração direta. SUVA variou consideravelmente na água bruta das fontes de água (2,5-4,6 L/mg m), porém, após o tratamento, todas apresentaram valores muito similares (1,7-2,0 L/mg m), indicando que os compostos que permaneceram têm SUVA similar e baixo conteúdo de substâncias aromáticas.

Estudos estruturais nos mesmos reservatórios, utilizando fracionamento com resinas, mostraram que as águas estudadas na Noruega apresentaram alta porcentagem (70-79 %) de substâncias húmicas hidrofóbicas de alto peso molecular, mostrando a influência da matéria orgânica de origem terrestre (alóctone) (Fabris *et al.*, 2008). Os reservatórios da Austrália apresentaram uma quantidade variável dessas substâncias (58-73 %) e uma quantidade maior de compostos hidrofílicos neutros, tipicamente formados por compostos de menor peso molecular, como polissacarídeos e proteínas geralmente de origem autóctone, como algas e bactérias. Após os tratamentos, os materiais hidrofóbicos foram removidos entre 50-70 %, enquanto os compostos hidrofílicos neutros foram removidos em 25 %. Na água bruta, o PFTAM esteve correlacionado de forma similar para todas as frações e/ou grupos de diferentes pesos moleculares, entretanto, na água tratada o PFTAM teve uma melhor correlação com os compostos de menor peso molecular, que não foram removidos pelo tratamento (Fabris *et al.*, 2008).

Similares conclusões foram expostas por outros autores, os quais reportaram que no tratamento convencional, a remoção é preferencial dos materiais húmicos ou fração hidrofóbica, de maior peso molecular, em comparação à remoção de materiais hidrofílicos, de menor peso molecular (JACANGELO *et al.*, 1995; OWEN, DM *et al.*, 1995). Posteriormente, Chow *et al.* (1999) provaram na água tratada que há presença de proteínas, compostos polihidroxiaromáticos e polissacarídeos. A ineficácia do tratamento convencional para remover materiais hidrofílicos é importante, considerando que essas substâncias mostraram uma produção de TAM semelhante aos hidrofóbicos (OWEN *et al.*, 1995).

Finalmente, a remoção de compostos biodegradáveis (carbono orgânico dissolvido biodegradável, CODB e carbono orgânico assimilável, COA) tem sido reportada como moderadamente reduzidos durante a coagulação (OWEN *et al.* 1995). Isso indica a necessidade de remoção de compostos biodegradáveis e formadores de SPD, antes ou depois da coagulação. Algumas formas para se obter essa remoção seria o uso de FM, biofiltração ou, em menor medida, filtração direta. No primeiro caso, como pré-tratamento e no segundo, como pós-tratamento. Obviamente, como pós-tratamento, usar carvão ativado granular (CAG) e membranas mostram grande efetividade de remoção, porém com altos custos.

Quanto ao tamanho das substâncias removidas por coagulação, Ziegler *et al.* (2001) reportaram que a floculação favoreceu a remoção

de moléculas maiores, em uma planta de remoção de fosfato, por tratamento com ferro. Nessa conjuntura, para as análises de ultrafiltração no efluente, 55 % das moléculas teve tamanho menor de 1000 D; comparado com o afluente, que tinha 42 % das moléculas menores a 1000 D (ZIEGLER *et al.*, 2001).

Assim, o tratamento convencional resulta efetivo na remoção de substâncias hidrofóbicas e de maior peso molecular. Contrariamente, a FM reduz efetivamente as substâncias hidrofílicas biodegradáveis e em menor medida as substâncias hidrofóbicas. Então, a FM pode ser uma opção viável para o tratamento de águas superficiais com presença de materiais hidrofóbicos, provenientes majoritariamente da vegetação e do solo ao redor do manancial, e materiais hidrofílicos, provenientes da presença de algas ou de contaminação por esgoto.

2.3.2 Remoção de MON por filtração direta

Da mesma forma que no caso do tratamento convencional, a filtração direta e flotação por ar dissolvido são efetivas para remover precursores de SPDs de água adequadamente coagulada (RANDTKE, 1999). A FD utiliza baixas dosagens de coagulantes para reduzir a perda de carga e produzir flocos filtráveis. Essa técnica remove de forma efetiva o material particulado e em menor extensão o material dissolvido. Quanto ao tipo de substância removida, Edzwald e Tobiasson (1999) indicam o favorecimento da remoção de substâncias húmicas durante a coagulação e indica a provável degradação dos materiais hidrofílicos durante a filtração direta. Este último caso ocorre quando tem-se levado uma aclimação do filtro, com o favorecimento da biodegradação. Reckhow e Singer, (2011) mencionam o aumento da remoção de precursores de TAM de 37 a 49% em um filtro de antracito, após a aclimação.

2.3.3 Comparação do Potencial de formação de TAM por FM e por tratamento convencional

Na literatura, somente os estudos de Weiss *et al.* (2003a, 2003b) compararam a eficiência da remoção da MON, o potencial de formação de TAM e outros SPDs com o tratamento convencional, utilizando a mesma fonte de água bruta. Os estudos reportados incluíram duas sequências de tratamento em nível de bancada, os quais utilizaram águas de três rios do noroeste dos Estados Unidos. Um sistema de tratamento consistiu em coagulação, floculação, sedimentação, ozonização e

filtração; a outra sequência de tratamento não inclui a ozonização. As águas avaliadas foram dos rios Ohio, Wabash e Missouri. Os números entre parênteses são a quantidade de carreiras. A Tabela 2.6 apresenta um resumo dos dados de COT, COD e PFTAM para o rio Ohio.

Tabela 2.6: Comparação da remoção por FM e tratamento convencional no rio Ohio, Estados Unidos Weiss *et al.* (2003a, 2003b).

Tipo de água	COT (mg/L)	COD	PFTAM
Água bruta	3,1	2,7 mg/L	221 µg/L
Água bruta-TNO ^a	36%	33%	54%
Água bruta-TO ^b	46%	40%	64%
FM (30 m, 3 a 5d)	63%	58%	72%
FM (177m, 13 a 19d)	76%	74%	85%

^aTNO: tratada, sem ozonização. ^bTO: tratada, com ozonização. Fonte: Weiss *et al.* 2003a, 2003b.

Os dados na Tabela 2.6 indicam que, com relação aos diferentes tratamentos, a água filtrada em margem apresentou maior redução da MON e do PFTAM.

Em todos os tratamentos, convencional, com e sem ozônio e FM, a porcentagem de PFTAM foi maior que de COT e COD, indicando a preferência da remoção dos precursores de TAM. Isso, no caso do tratamento convencional, concorda com outros estudos que indicam que a remoção de substâncias húmicas correlaciona com a diminuição de TAM, nesse tipo de tratamento (Singer, 1999). Dados não mostrados indicaram um favorecimento da formação dos SPDs bromados em relação aos SPDs clorados, em todos os tratamentos, segundo os autores, a relação Br⁻/COT aumenta, conforme avançam os tratamentos, isto é, o COT é removido nos sistemas de tratamento, porém o íon brometo não é removido. As observações anteriores foram encontradas também nos ensaios nas águas dos rios Wabash e Missouri. Porém, na água do rio Missouri no tratamento convencional com ozônio, as reduções de COT, DOC e PFTAM foram maiores do que na água filtrada em margem.

Não encontrou-se outro estudo comparando a eficiência da FM com outros tratamentos. Em adição ao estudo citado, foi utilizado um filtro de fibra de vidro para simular a ação de um sistema de filtração profundo biologicamente ativo de grande porte. Assim, a comparação da

FM com um sistema convencional de grande porte, utilizando a mesma fonte de água, é necessária para a confirmação dos resultados mencionados acima.

Na ETA da lagoa do Peri, o sistema utilizado é de filtração direta e, como mostrado na Tabela 2.3, em termos de COT a remoção da MON por FM foi de 74 %, acima dos valores reportados por Weiss *et al.* (2003a), de 63 % no poço 9, sem efeitos de diluição. Esse resultado indica a FM na Lagoa do Peri como um sistema de tratamento de água promissor para a remoção de SPDs. Mesmo assim, deve-se lembrar que a remoção e a formação de SPDs depende muito da água bruta e do local, entre outras características.

2.4 A LAGOA DO PERI

2.4.1 Características da região

A Lagoa do Peri encontra-se localizada na parte sul da Ilha de Santa Catarina (Figura 4). A região é pouco desenvolvida, sendo o turismo ecológico e a conservação as principais atividades. No caso, a Lagoa do Peri e sua bacia são parte importante desse tipo de atividade por formarem parte do Parque Municipal Lagoa do Peri, com ocupação restrita desde 1981. As atividades na lagoa estão limitadas a fins recreativos. No entanto, no ano 2000, a Companhia Catarinense de Saneamento (CASAN) começou a tratar água para consumo humano por meio de uma estação de tratamento de filtração direta. Durante o inverno, a produção média é de 178 L/s e, no verão, perto de 197 L/s. Essa produção garante o abastecimento na região sul e leste da ilha, de aproximadamente 102.000 e 113.000 habitantes, respectivamente.

A área ao redor da Lagoa é formada por colinas nas bordas norte, oeste e sul, ocupados por vegetação típica da mata atlântica formada por árvores de tamanho médio e arbustos. Na região leste, uma pequena faixa de 500 a 800 m de espessura, com vegetação tipo restingas, a separa do mar.

O clima da região é do tipo subtropical e, como tal, apresenta chuvas durante o ano todo, com maior incidência durante a primavera e o verão (outubro a março). Similarmente, os ventos destes quadrantes norte-nordeste e sul-sudeste presentes durante todo o ano, são intensificados no mesmo período. As temperaturas máxima e mínimas do ar durante o período de março de 2008 a setembro de 2009 foram de

34,7°C (março 2009) e 3,5°C (junho 2008). A temperatura anual média esteve ao redor de 21,0°C (Hennemann; Petrucio, 2011).

2.4.2 Características da Lagoa do Peri

2.4.2.1 Aspectos geográficos e morfológicos

O manancial Lagoa do Peri tem área superficial de 5,2 km² e vazão de drenagem de 20,1 km², é alimentada principalmente por dois rios, o Rio Cachoeira Grande e o Rio Ribeirão Grande, e tem contato com o mar através do canal Sangradouro. A lagoa do Peri encontra-se a aproximadamente 3 m acima do nível do mar, isso faz com que ela não receba água salgada, portanto é totalmente doce. A Tabela 2.7 mostra alguns aspectos geográficos e morfológicos da Lagoa do Peri.

Tabela 2.7: Resumo de aspectos geográficos e morfológicos da Lagoa do Peri

Parâmetro	Valor
Altitude (m.a.n.m)	3
Longitude	48°30' – 48°33' W
Latitude	27°42' – 27°44' S
Comprimento máximo (m)	3900
Área da bacia (km ²)	20,1
Máxima profundidade (m)	11
Área superficial (km ²)	5,2
Largura máxima (m)	1800
Volume (m ³)	21,2 x 10 ⁶

FONTE: Mondardo (2004); Simonassi (2001)

2.4.2.2 Qualidade da água

A água da Lagoa do Peri tem mostrado homogeneidade tanto horizontal (Hennemann; Petrucio, 2011; Laudares-Silva, 1999; Simonassi, 2001) como verticalmente (Hennemann; Petrucio, 2011; Laudares-Silva, 1999) quanto a várias características físico-químicas como pH, oxigênio dissolvido, condutividade, transparência (disco Secchi), nitrito, nitrato, amônio, fósforo solúvel reativo, nitrogênio total, fósforo total e clorofila-a. Segundo os autores, a influência dos ventos N-NE e S-SE são os responsáveis da homogeneidade na Lagoa.

Durante o estudo realizado por Hennemann e Petrucio, (2011), a água da lagoa apresentou pH ao redor de 7,0, condições de saturação de oxigênio perto do 90% (5,6-9,4 g/L) e condutividade elétrica entre 61,0 e 88,0 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$, confirmando a ausência da influência marinha. As concentrações de nitrogênio total e fósforo total foram consideradas baixas para uma lagoa costeira (máximo 1,096 $\mu\text{g}/\text{L}$ e 2,5 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectivamente). Desse modo, a Lagoa do Peri foi classificada como oligotrófica em relação a nutrientes, sendo o fósforo um fator limitante. Contrariamente, a Lagoa mostrou condições mesotróficas quanto à clorofila-a (intervalo 4,5 e 32,3 $\mu\text{g}/\text{L}$; média 17,7 $\mu\text{g}/\text{l}$) e transparência (entre 0,8 e 1,35 m). Esses altos valores de clorofila-a normalmente são

associados com problemas de eutrofização. No entanto, no caso da Lagoa do Peri, a aparente contradição entre a baixa concentração em nutrientes e os valores de transparência e clorofila-a pode-se explicar pelas altas densidades e mono-dominância da espécie de cianobactéria *Cilindrospermopsis raciborski* (biovolume 9,63-36,39 mm³/L (Grellmann, 2006)).

Essa espécie de cianobactéria apresenta alta afinidade e capacidade de armazenar fósforo, tolerância a ambientes com pouca transparência, alta afinidade ao amônio e capacidade de suportar uma ampla variação de temperaturas. A dominância dessa espécie na Lagoa do Peri encontra-se favorecida porque a água da Lagoa permite à espécie tomar vantagem de um ambiente com baixo fósforo, baixo amônio, pouca transparência e uma ampla variação de temperatura da água (entre 17 °C e 30°C) (Hennemann; Petrucio, 2011).

A presença da espécie de cianobactéria potencialmente tóxica *Cilindrospermopsis raciborski* na lagoa do Peri faz com que os sistemas de tratamento empregados não sejam eficazes na remoção das células intactas, o que evitaria seu rompimento e possível aumento da concentração das toxinas. Para conseguir a remoção efetiva das cianobactérias e das cianotoxinas, normalmente devem-se utilizar sistemas em várias etapas ou, no caso, a FM, que tem se mostrado efetiva (SENS *et al.*, 2006).

2.4.2.3 Geologia e sedimentologia

De acordo com (OLIVEIRA, 2002), a região ao redor da Lagoa apresenta dois setores geológicos principais: um embasamento cristalino e uma planície costeira. A primeira região é formada por granito (Granito Ilha) e rocha vulcânica do tipo riolito (Riolito Cambirela). O granito abrange a região N-NE, W, SW, S e SE ao redor da Lagoa e a rocha vulcânica encontra-se numa pequena faixa ao SE da lagoa e também em quantidade pequenas na parte NE da mesma. A planície costeira de aproximadamente 1,6 Km² separa a Lagoa do Oceano Atlântico. Distribuída de sul a norte a zona apresenta faces arenosas de predomínio marinho-eólico, de origem holocênica e pleistocênica. Os depósitos são constituídos, principalmente, por areia fina e média até uma profundidade próxima aos 20 m, onde uma camada de areia argilosa limita o aquífero (Sens *et al.*, 2006).

A análise sedimentar do leito da Lagoa do Peri apresentou duas regiões claramente diferenciadas: sedimentos ricos em matéria orgânica

e sedimentos inorgânicos (MONDARDO, 2004; SIMONASSI, 2001). A primeira região, localizada no setor central, SW, e oeste apresenta concentrações de matéria orgânica acima de 10% (média de 20 amostras: 33,4%). Os sedimentos foram classificados como siltico-argilosos e argilo-siltosos. A origem desses sedimentos é a matéria orgânica da vegetação e a erosão da rocha cristalina circundante, respectivamente. A zona rica em sedimentos inorgânicos reflete a região costeira localizada na parte leste da lagoa mencionada no parágrafo anterior. Os sedimentos são constituídos em mais de 75% por areia quartzosa fina e média, com um baixo conteúdo de matéria orgânica (medida como perda de ignição).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para a correta aplicação da FM, entre outras características, faz-se necessário conhecer informações hidrogeológicas do local. Sendo assim, primeiramente foram feitos vários ensaios de condutividade hidráulica, granulometria e porosidade, na região da Lagoa do Peri.

Posteriormente, baseado no modelo de degradação de MON proposto por Schoenheinz (2004), foram estudados a biodegradabilidade e o PFTAM da MON presente na Lagoa.

Dessa forma, a ideia inicial foi estudar a degradabilidade das 4 frações de MON: compostos facilmente degradáveis, moderadamente degradáveis, lentamente degradáveis e não degradáveis. O tempo necessário para remover 95% do carbono orgânico dissolvido (COD), deve ser menor do que 20 dias, 20 a 80 dias e 80 a 1000 dias para as três primeiras frações respectivamente. Assim, faz-se necessário garantir um tempo mínimo de percurso para obter a remoção dos compostos orgânicos susceptíveis à degradação. Para isso foram utilizados três sistemas: sistema de piezômetros na margem da Lagoa, sistema em colunas e sistema “test filter” TF.

Além dos estudos sobre a remoção da MON, o sistema de piezômetros e o sistema de colunas foram aproveitados para obter informação sobre as condições redox geradas de forma natural, durante a infiltração. O sistema test filter foi operado em condições aeróbias. Adicionalmente, os dois primeiros sistemas também foram utilizados para avaliar o comportamento de algumas variáveis físico-químicas e organolépticas de qualidade da água com o tempo de infiltração ou residência.

Finalmente, foi comparada a qualidade da água obtida no sistema de filtração direta, operado pela CASAN, com a água obtida no sistema de piezômetros em termos de remoção de MON e alguns outros parâmetros físico-químicos e organolépticos.

3.1 LOCAL DO ESTUDO

O estudo proposto foi realizado no manancial da Lagoa do Peri, especificamente na margem Leste da Lagoa junto à Estação de Tratamento de Água da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN (Figura 3.1). O sistema de piezômetros foi construído na margem da Lagoa, o sistema de colunas foi instalado no Laboratório de Águas da Lagoa do Peri (LALP), situado junto à Estação de Tratamento e o sistema Test Filter foi instalado no Laboratório de Potabilização de

Água (LAPOÁ), localizado no Centro Tecnológico (CTC) da UFSC. As análises foram realizadas nesses dois laboratórios e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da UFSC. A determinação de COD e COT foram realizadas no Laboratório de Transferência de Massa (LABMASSA) do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da UFSC.



Figura 3.1: Locais de realização dos estudos, Ilha de Santa Catarina.

3.1.2 Caracterização hidrogeológica

Algumas características geológicas e hidrogeológicas da região da Lagoa do Peri, segundo a literatura disponível, foram descritas na Seção 2.4.2. Informações adicionais foram obtidas mediante o uso do Mapa de Domínios/Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil, gerado pela Serviço Geológico do Brasil escala 1:2.500.000 em ambiente SIG (CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL., 2007). Utilizando a ferramenta computacional Arc GIS foi desenvolvido o mapa com as regiões de Santa Catarina com formações do tipo aluvião e de material não consolidado aptas para a aplicação da FM. Dentre essas regiões encontra-se o setor da Lagoa do Peri.

Posteriormente, foram desenvolvidos alguns experimentos no local de estudos para corroborar o potencial da FM. Os ensaios são descritos a seguir.

3.1.2.1 Granulometria e matéria orgânica

As amostras para os testes granulométricos foram coletadas a cada 10 cm até uma profundidade de 50 cm, no leito da Lagoa, na região à frente dos piezômetros. O teste foi realizado de acordo com a norma ASTM D422-63 (ASTM, 2003). Amostras para análise de carbono orgânico total foram coletadas da mesma forma mencionada anteriormente. A análise foi realizada mediante a norma Alemã: Sludge,

treated biowaste, soil and waste - Determination of total organic carbon (TOC) by dry combustion; German version EN 15936:2012 DIN.

A granulometria do material do aquífero foi determinada por observação visual e toque durante a construção do sistema de piezômetro, que utilizou o método de jato de água. Devido a isso, foi impossível a coleta de uma amostra apropriada para as análises.

3.1.2.2 Porosidade efetiva (método do traçador)

A porosidade efetiva foi determinada em uma amostra de sedimento, coletada na mesma região do leito da lagoa, onde foi determinada a condutividade hidráulica. Utilizando um tubo de plexiglás de 4,5 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento, foi coletada uma amostra não deformada nos primeiros 20 cm de sedimento da lagoa. Posteriormente, foi removida a água de cima do sedimento e substituída por suficiente água destilada com cloreto de sódio (traçador) para garantir 24 cm de carga sobre a superfície do sedimento. Mediante uma bomba peristáltica, foi bombeada, constantemente, uma solução de água destilada com o traçador, mantendo a carga constante, mediante um rebaixamento da água até o recipiente com a dissolução. Na saída do tubo (no fundo) foi medida a condutividade até obter um valor constante, afim de indicar que a água com o traçador passou pelo sedimento. A porosidade efetiva foi calculada segundo a equação 3.1.

$$\eta_{ef} = Q \cdot t_{50} / (L \cdot A) \quad (3.1)$$

onde,

η_{ef}	porosidade efetiva;
Q	vazão (m^3/s);
t_{50}	tempo (s);
L	comprimento da coluna de sedimento (m);
A	área do tubo (m^2).

3.1.2.3 Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica foi determinada utilizando os métodos de permeâmetro de carga constante, usando amostra não deformada e o método de conduto de carga variável, de acordo com os métodos descritos por Klute e Dirksen (1986) e Chen (2000), respectivamente. Primeiramente, a condutividade hidráulica foi determinada nos

primeiros 20 cm do leito da Lagoa em frente ao sistema de piezômetros (ver secção 3.2). Posteriormente, sobre a superfície do solo, foram coletadas amostras indeformadas entre os piezômetros e medida a condutividade hidráulica, utilizando o método de permeâmetro de carga constante.

Na região dos piezômetros (Figura 3.2 da Seção 3.2.1) foi realizado um teste de bombeamento para determinar a condutividade hidráulica vertical e horizontal no aquífero juntamente com os parâmetros: transmissividade e coeficiente de armazenamento. No poço PP foi aplicado bombeamento numa taxa de $1,4 \text{ m}^3/\text{h}$, atingindo um nível constante nele e no piezômetros P8 durante duas horas. A análise dos dados foi realizada pelos métodos de Cooper-Jacob, Moench, Neuman e Theis utilizando o Teste de Aquífero software 3.5 (Waterloo Hydrogeologic, Inc.).

3.2 SISTEMA DE PIEZÔMETROS

3.2.1 Descrição do sistema

Um sistema de 8 piezômetros foi construído nas margens da Lagoa a poucos metros da estação de tratamento da CASAN nos meses de janeiro e abril de 2011 (Figuras 3.1 e 3.2). Em Janeiro, quatro piezômetros foram construídos com 50 mm de diâmetro a 8 m, 20 m, 40 m e 57 m (P8, P20, P40 e P57) da margem, outro com 100 mm de diâmetro também foi construído a 55 m da margem (P55). Todos os piezômetros foram construídos mediante a técnica de jato de água e com profundidade média de 12 m (profundidade utilizada por Sens *et al.*, 2006). Tais piezômetros foram construídos conforme a norma sobre “Construção de poços de monitoramento e amostragem” norma ABNT 15495-1:2007 (ABNT, 2007) e a norma ASTM D 5092-04 “Standard Practice for Design and Installation of Ground Water Monitoring Wells” (ASTM, 2004). Na Figuras 3.3 e 3.4 pode-se observar o esquema dos piezômetros recomendado pela norma e o piezômetro na beira da Lagoa e respectivamente. O desenvolvimento dos piezômetros foi baseado no procedimento de “surging” e “overpumping”, descritos na norma ASTM D 5521 – 05 (ASTM, 2005). No Apêndice A, descreve-se o procedimento utilizado e encontram-se os resultados do desenvolvimento.

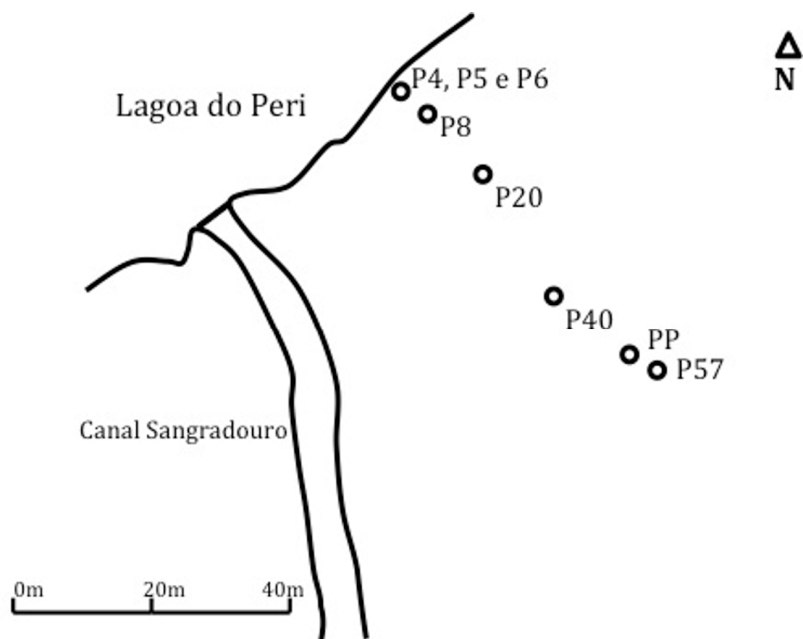


Figura 3.2: Localização do sistema de piezômetros, instalado na Lagoa do Peri.

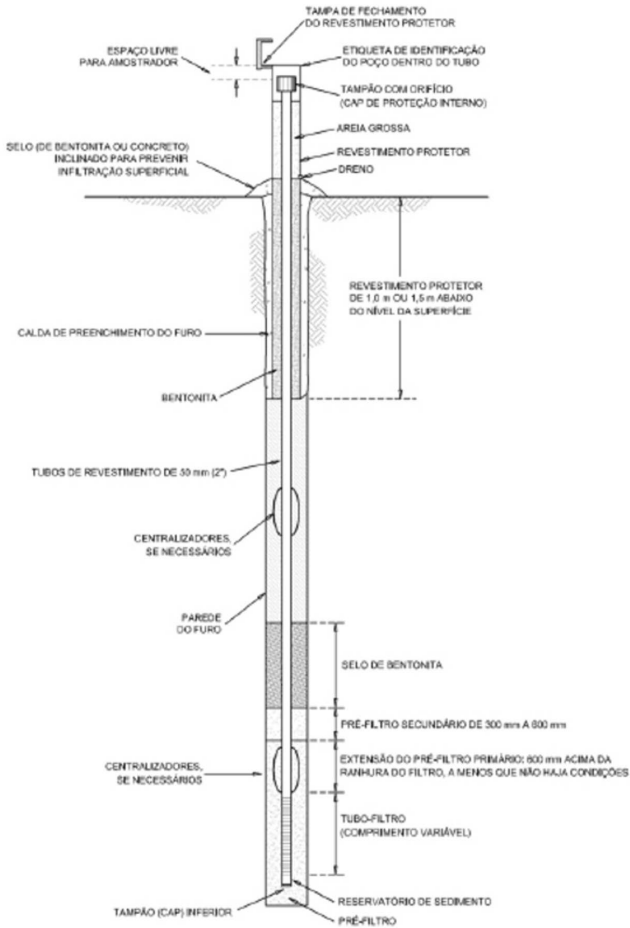


Figura 3.3: Projeto de poço de monitoramento com revestimento simples. Fonte: ABNT (2007)



Figura 3.4: Piezômetro (P8) na beira da Lagoa do Peri.

Posteriormente, em abril de 2011, foram construídos mais 3 poços de monitoramento, localizados a 1 m da margem da Lagoa, e com profundidade de 4 m, 5 m e 6 m (P4, P5 e P6). Nesse tipo de piezômetros foram utilizadas mangueiras de polietileno de baixa densidade (PEBD) e telas de aço inox. As mangueiras (com diâmetro externo de 3/16") foram inseridas dentro do subsolo arenoso até às profundidades mencionadas. Nos extremos encontrados, na parte mais profunda, foram colocadas as telas de aço com malha 100 para funcionarem como filtros. Esses piezômetros foram desenvolvidos mediante o bombeamento com uma bomba peristáltica. Na Figura 3.5 são ilustrados a construção dos poços, o detalhe das pontas colocadas nos poços e o sistema de amostragem na superfície. Deve-se salientar que este sistema tem sido utilizado em outras pesquisas sobre águas subterrâneas (CHIARANDA, 2011).

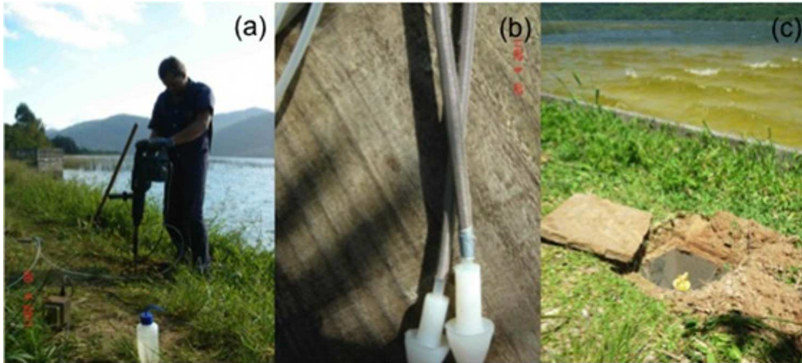


Figura 3.5: Piezômetros a 1 m da Lagoa: construção (a); ponteiras (b) e sistema de coleta na superfície (c).

3.2.2 Estimativas do tempo de percurso da água no sistema de piezômetros

Como mencionado anteriormente, o sistema de piezômetros foi construído considerando os tempos de percurso da água da Lagoa no subsolo para estudar a influência desse parâmetro, na remoção da MON. Para isso foi considerada a lei de Darcy com um rebaixamento de 0.6 m obtido por Sens *et al.* 2006. Porém, uma melhor estimativa do tempo de percurso da água, desde a lagoa até os piezômetros e os poços, é obtida por meio de modelagem.

Para a construção do modelo foram utilizados os dados de condutividade hidráulica no aquífero, determinado mediante o teste de bombeamento (secção 3.1.2) e uma porosidade de 0,2 previamente utilizada por Sens *et al.* (2006). Os dados de nível de água nos piezômetros, na Lagoa, no Canal Sangradouro com ($\sim 25\text{m}^3/\text{d}$ no PP da Figura 3.2) e sem bombeamento; foram medidos durante os meses de fevereiro e março de 2011. O modelo foi realizado utilizando o programa gratuito Processing Modflow para Windows (Chiang, 2005). Foram modelados 13 diferentes cenários, considerando zero bombeamento, bombeamento no poço P20, bombeamento no poço PP e bombeamento em ambos os poços simultaneamente. Mais detalhes sobre o modelo desenvolvido no manuscrito do Apêndice B.

Baseado nos resultados do modelo (ver Secção 4.1.1.3) e para garantir tempos de percurso recomendados por Schoenheinz (2004), foi decidido aplicar um bombeamento de $\sim 35\text{m}^3/\text{d}$ (bomba de 1/2 CV marca Schneider modelo BCR 2000) no poço a 20 m da margem da

lagoa e a instalação dos pontos de amostragem a 1 m da lagoa, com profundidades de 4m, 5m, e 6m (P4,P5,P6).

3.2.3 Amostragem e monitoramento do sistema de piezômetros e da água bruta da Lagoa do Peri

A partir de 09 de março 2011 foi iniciado o bombeamento no poço PP. Porém, considerando os resultados da modelagem e a necessidade de obter amostras de água filtrada em margem com vários tempos de percurso, foi decidido bombear no poço que está a 20 m da margem, iniciando o bombeamento na primeira semana de abril. No início de maio 2011 foi iniciada a amostragem nos poços de monitoramento P4, P6, P20 e P40 (Figura 3.2) a cada 3 ou 4 semanas durante os meses de maio, junho e julho.

O procedimento de amostragem utilizado nos piezômetros P8 e P40 foi o método Purga de Baixa Vazão (Micropurga). Este método está baseado no procedimento de (PULS; BARCELONA, 1996) e o método ASTM D 6771-02 (ASTM, 2002). O método consiste na purga controlada do poço, utilizando-se baixas vazões, causando o mínimo de rebaixamento possível durante o bombeamento. O bombeamento a baixa vazão consegue isolar a coluna de água estancada acima do poço e evita sua remoção prévia à coleta da amostra. A vazão utilizada foi de 60 mL/min e o rebaixamento esteve entre 6 e 10 cm. Os piezômetros P4, P6 (a 1 m da lagoa) foram amostrados utilizando uma bomba peristáltica Millipore. A água do poço de produção foi coletada mediante uma torneira pequena, a poucos centímetros da bomba de produção.

No processo de purga e amostragem por baixa vazão, utilizou-se equipamento marca QED Environmental System (Michigan, USA) incluindo: sonda multiparâmetros modelo MP 20, bombas de bexiga modelo Sample Pro Portable MicroPurge Pumps, controlador de bombeamento modelo MP10, controlador de rebaixamento modelo MP30 e compressor modelo MP 40. Foram utilizadas mangueiras de TEFLON e de polietileno virgem de alta densidade. Com a utilização da célula de fluxo e a sonda multiparâmetros, foram medidos os parâmetros da Tabela 3.1 até alcançar a variação permitida. Uma vez que a água alcançou estes critérios recomendados, os dados foram anotados e foi realizada a amostragem. O mesmo procedimento foi aplicado no caso dos poços P4, P6 e o poço de produção P20, porém, utilizando uma bomba peristáltica nos primeiros poços e ligando a sonda em uma torneira colocada a 1 m da bomba de produção. Em todos os casos foi

evitado o contato com a atmosfera para garantir a correta medição dos parâmetros redox (oxigênio e ORP).

Tabela 3.1: Critérios de estabilização para amostragem

Parâmetro	Variação permitida
pH	0,1 unidades
Condutividade elétrica (%)	3%
Potencial oxi-redução (mV)	10
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,3

FONTE: ASTM, 2002.

As amostras da água bruta foram coletadas perto da saída da Lagoa ao canal Sangradouro na profundidade de 1 m e entre os 30 cm e 50 cm de superfície segundo as recomendações do Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Tanto as amostras de água bruta quanto as amostras dos poços, foram analisadas de imediato ou preservadas segundo o tipo de análise a realizar e seguindo as recomendações especificadas pela HACH (HACH, 2000) ou contidas no Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2005). As amostras foram coletadas em recipientes devidamente limpos (ver secção 3.6.6) e preenchidos totalmente (sem head space). As amostras foram mantidas sob refrigeração e analisadas em até 7 dias.

3.3 SISTEMA DE COLUNAS

3.3.1 Descrição e operação do sistema

O sistema de colunas (Figura 3.6) consistiu em 18 canos de PVC de 2,5 m de comprimento e 0,1 m de diâmetro interno instalados em série e preenchidos com sedimento dos primeiros 30 cm do fundo da Lagoa. Esse sistema foi previamente utilizado por Mondardo (2009) para avaliar a remoção de cianotoxinas. Para o presente estudo, foram colocados pontos de amostragem na altura do sedimento aos primeiros 0,5 m, 1,25 m, 1,80 m e posteriormente cada 5 m até completar 45 m de comprimento total (esses pontos cada 5 m foram previamente utilizados no estudo mencionado anteriormente). Outro ponto de amostragem foi

colocado 0,1 m antes de iniciar a infiltração, diretamente sobre a água. O primeiro tubo foi construído com 5 m de altura para garantir suficiente carga hidráulica e promover a infiltração.

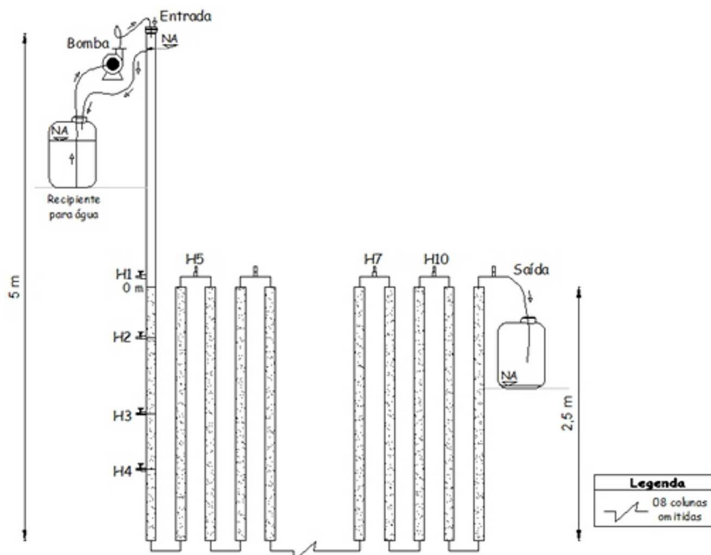


Figura 3.6: Sistema de colunas para o estudo da filtração em margem.

O sistema foi operado à temperatura ambiente por dois anos, desde fevereiro de 2010. A água bruta da lagoa do Peri foi introduzida desde a primeira coluna, com a ajuda de uma bomba dosadora marca VALLAIR modelo LB64S2 - VTC1- V11, com uma vazão aproximada de 2 L/d. A água bruta, contida no recipiente de polietileno de alta densidade era trocada semanalmente. A água na saída do sistema foi coletada em um recipiente similar para contabilizar a vazão total do sistema. Na maior parte do tempo de operação, o nível da água na primeira coluna foi mantido constante, permitindo que o excesso de água voltasse ao recipiente de polietileno mencionado (Figura 3.6).

Mediante a aplicação da lei de Darcy, considerando a diferença de altura entre a água na primeira coluna h_1 (m) e na saída h_2 , a vazão de saída Q (m^3/s), o comprimento total das colunas L (m) e a área de secção transversal A (m^2), foi determinada a condutividade hidráulica K (m/s) do sistema mediante a equação 3.2.

$$K=Q \cdot L/[A \cdot (h_1-h_2)] \quad (3.2)$$

A porosidade do sistema foi determinada de forma similar ao descrito na secção 3.1.4, injetando uma solução de cloreto de sódio como traçador em sentido ascendente em uma das secções de 2,5 m do sistema e, assim, medindo a condutividade na saída superior do cano para se obter uma leitura de condutividade similar à da solução de cloreto de sódio. Com os dados da porosidade e da condutividade hidráulica foi possível determinar a velocidade de infiltração mediante a equação 3.3 e utilizando a equação 3.4. Foram estimados tempos de residência hidráulico, na coluna e nos diferentes pontos de amostragem. A temperatura da água foi medida semanalmente com a finalidade de determinar a variação da condutividade hidráulica com a temperatura da água.

$$v_a = K \cdot \Delta h / (\eta_{ef} \Delta L) \quad (3.3)$$

onde:

v_a velocidade intersticial (m/s)
 η_{ef} porosidade efetiva
 K condutividade hidráulica (m/s)
 Δh diferença de carga (m)
 ΔL comprimento/distancia percorrido na coluna de sedimento

(m).

$$t_{50} = \Delta L / v_a \quad (3.4)$$

onde:

t_{50} tempo (s)
 v_a velocidade intersticial (m/s)
 ΔL comprimento/distância percorrido na coluna de sedimento

(m).

3.3.2 Amostragem no sistema de colunas

A amostragem foi feita na entrada (água bruta) e na saída do sistema. Já, o volume de amostra nos pontos de coleta da coluna foi limitado a ~30 mL, devido à baixa vazão no sistema. Assim, a amostragem foi realizada, inicialmente, na maioria dos pontos e, posteriormente, conforme os resultados obtidos. Foram unicamente

amostrados os pontos mais relevantes para cada parâmetro. Dessa forma, algumas análises foram feitas isoladamente no tempo, de forma a conseguir um perfil do sistema. No entanto, a maioria das análises foi efetuada, ao menos, mensalmente. Quanto ao manuseio e preservação das amostras seguiu-se as recomendações mencionadas na Seção 3.2.3.

3.3.3 Modelagem da remoção da MON e os precursores da formação de TAM no sistema de colunas

O sistema de colunas permitiu estudar a remoção de MON como COD e de precursores de TAM como PFTAM. Esses parâmetros foram analisados na água bruta da lagoa, na água nos pontos H1, H2 H5 e na saída da última coluna, durante os meses de inverno do ano 2011 e durante o período de outubro 2011 até março 2012. Os resultados foram descritos mediante o modelo de um reator tubular com uma cinética de primeira ordem conforme descrição da Seção 2.2.5.

3.4 SISTEMA “TEST FILTER” PARA DETERMINAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO BIODEGRADÁVEL (CODB)

3.4.1 Descrição do sistema

Esse tipo de sistema permite estudar a biodegradabilidade de compostos orgânicos em baixas condições aeróbias. Neste estudo, foram avaliados três tipos diferentes de água: água bruta da Lagoa do Peri, água da ETA, após a passagem pelo processo de filtração direta e água da Lagoa, após a passagem pelo sistema de colunas; descrito na seção 3.3, considerada como água “filtrada em margem”.

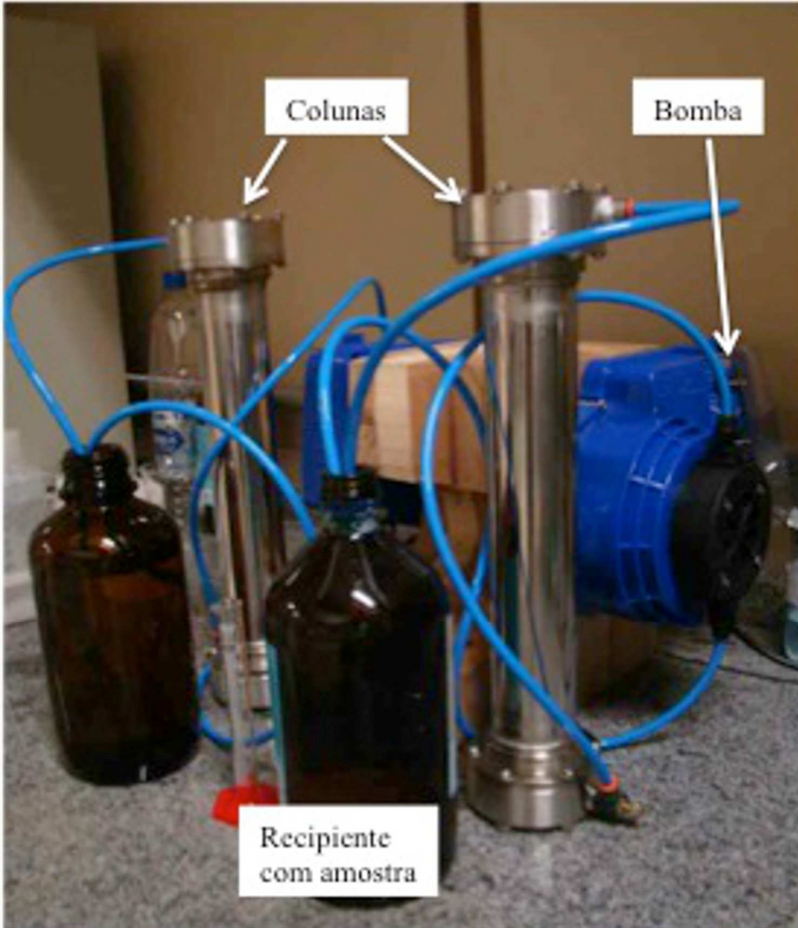


Figura 3.7: Sistema "test filter" utilizado no experimento.

O sistema de Test Filter foi construído e operado segundo Bornick *et al.* (2001), Worch *et al.* (2002) e Schoenheinz (2004). Foram construídas colunas de aço inoxidável com comprimento de 30 cm e diâmetro interno de 4.7 cm, as quais foram preenchidas com pedra pomes, doada pela Divisão de Ciências da Água da Universidade de Ciências Aplicadas de Dresden, Alemanha (Figura 3.7). Nesse tipo de sistema, a água a ser avaliada é recirculada entre o reservatório (garrafa) e a coluna de maneira constante. A coluna, inicialmente, foi alimentada com a água de estudo sem filtrar e por um tempo de aclimatação de,

aproximadamente, dois meses, para garantir a formação de um biofilme na superfície porosa da pedra pomes.

Durante esse tempo, um volume de 1,0 L de água, armazenada no reservatório de vidro, era trocado duas vezes por semana, por uma nova amostra de água da Lagoa. Em seguida, uma amostra nova de água filtrada em filtro de fibra de vidro 0,45 μm (GF/F Machery-Nagel, sem adesivos orgânicos lavado com 500 mL de água ultrapura) foi colocada no recipiente. Os primeiros 800 mL de amostra, que passaram pela coluna, foram descartados para garantir que a nova amostra de água encontrava-se na coluna.

A partir deste momento, foram coletados os primeiros 50 mL de água, que passaram pelo sistema, para posterior análise de carbono orgânico dissolvido e de absorvância UV-254.

Essas análises foram repetidas, diariamente, nos primeiros 3-5 dias do experimento. Posteriormente, o tempo dessas análises foi mais espaçado, a fim de atingir resultados constantes, para somente indicar a presença de matéria orgânica não degradável no sistema. Além do COD e UV-254, realizaram-se análises de PFTAM, após, aproximadamente, dois e cinco dias de contato. Em todos os experimentos utilizou-se vazão próxima de 4,0 mL.min⁻¹.

3.4.2 Determinação do tempo de contato e da porosidade no sistema test filter

Neste experimento, é considerado que a degradação é realizada pelos microrganismos presentes na superfície da pedra pomes, dentro da coluna; assim a degradação nas paredes do recipiente é desprezível (Schoenheinz 2004). Dessa forma, Schoenheinz, (2004) relaciona o tempo de contato efetivo com o volume do poro:

$$t_k = t \cdot V_P / V_T, \quad V_T = V_P + V_C \quad (3.5)$$

t_k	tempo de contato efetivo (d)
t	tempo total do experimento (d)
V_P	volume da água nos poros dentro da coluna (m ³)
V_C	volume dentro do recipiente (m ³)
V_T	volume total do sistema (m ³).

O volume do poro, dentro da coluna, foi determinado utilizando cloreto de sódio como traçador, conforme descrito na secção 3.1.2.2 e aplicando a equação 3.1.

3.5 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A água da Lagoa do Peri, previamente tratada na ETA de filtração direta, é utilizada para o abastecimento da região sudeste da Ilha de Santa Catarina desde o ano 2000. A água da Lagoa é bombeada desde a saída no canal sangradouro até o sistema de tratamento. A Estação de Tratamento de Água consiste nas etapas de coagulação, com policloreto de alumínio, filtração rápida descendente com dupla camada e desinfecção, através do cloro. A filtração é realizada em paralelo, com cinco filtros iguais, constituída por uma camada superficial de 90 cm de antracito e uma camada inferior de 30 cm de areia. Devido à alta densidade de fitoplâncton na água bruta, a carreira de filtração desses filtros é bastante reduzida (≈ 10 horas).

3.5.1 Amostragem da água tratada

A água da Estação foi amostrada no mesmo dia que a água bruta, durante a amostragem no sistema de piezômetros (mensal de maio-julho 2011). As amostras foram coletadas na saída dos filtros, previamente à etapa de desinfecção.

3.6 MÉTODOS E PARÂMETROS ANALÍTICOS UTILIZADOS EM TODAS AS AMOSTRAGENS

Segue, a seguir, o detalhamento dos procedimentos e métodos analíticos, aplicados às amostras da água da Lagoa, do sistema de piezômetros, sistema de colunas, TF e a água procedente da ETA.

3.6.1 Algumas análises de padrão organoléptico e outras análises físico-químicas

Mediante o uso da sonda multi parâmetros marca QED Environmental System (Michigan, USA) modelo MP 20, foram obtidos os parâmetros pH, oxigênio dissolvido, % saturação de oxigênio, temperatura, condutividade elétrica e o potencial redox (Eh). Os parâmetros: turbidez e cor aparente foram analisados com equipamentos

marca Hach modelos 2100P e DR 2010, respectivamente. Ferro (II), manganês (II) e sulfeto foram analisados imediatamente após a coleta, usando um espectrofotômetro 2010 Hach mediante os métodos 8146 (1,10 Phenanthroline Method), 8149 (PAN method) e 8131 (Methylene Blue Method), respectivamente (Hach 2000). Os íons sulfato, nitrato, brometo e cloreto (traçador) foram analisados por cromatografia de íons, utilizando um cromatógrafo marca DIONEX modelo DIONEX 100 seguindo métodos padrão (APHA, AWWA, WEF 2005) e aplicando reagentes J.T. Baker. A alcalinidade, dureza total, dureza cálcio e dureza magnésio foram estudados por titulação, seguindo os métodos e recomendações do Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 2005).

3.6.2 Determinação de parâmetros oxido redução (redox)

A característica redox, da água bruta e da água filtrada em margem, foi determinada pela análise de oxigênio, potencial redox (Eh), nitrato, manganês (II), ferro (II) e sulfeto. Tais análises foram realizadas pelos métodos descritos na seção anterior.

3.6.3 Determinação da remoção de MON

Acompanhou-se a remoção da matéria orgânica natural mediante as análises de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), absorvância UV-254, e a absorvância ultravioleta específica (SUVA), que é a razão entre UV-254 e COD; segundo o método Standard Methods 5910 (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Para as determinações de COD e UV-254, as amostras foram filtradas com filtros de fibra de vidro de 0,45 µm, do tipo GF/F da Machery-Nagel (sem adesivos orgânicos), previamente lavados com 500 mL de água ultrapura, a fim de remover qualquer resíduo de matéria orgânica.

O COT e o COD, das amostras, foram determinados pelo método colorimétrico 10129 da Hach (Hach, 2007) utilizando um espectrofotômetro HACH 2800.

Realizou-se análises, de algumas amostras, pelo método de combustão (High-Temperature Combustion Method), (Standard Methods, 5310B), empregando a padronização externa, com curvas de calibração, cujas concentrações variaram entre 0 e 10 mg/L. O aparelho era marca Shimadzu modelo TOC-VCPH do Laboratório de Transferência de Massa (LABMASSA) do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da UFSC.

Os padrões foram preparados a partir de biphthalato ácido de potássio ($C_8H_5KO_4$) tipo primário. A medição da absorvância UV-254 foi realizada seguindo o método 5910B do Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 2005), no qual, usou-se um espectrofotômetro UV-Visível modelo Cary 1E, marca Varian.

3.6.4 Determinação do potencial de formação de trialometanos totais (PFTAMT)

O PFTAM foi determinado segundo o método 5710B do Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2005). No teste de PFTAM, uma porção da amostra foi clorada a $pH\ 7,0 \pm 0,2$ e incubada na escuridão por 7 dias a $25 \pm 2^\circ C$, após os 7 dias, as amostras com cloro residual entre 2 e 5 mg/L foram analisadas em termos de TAMT. Segundo o método padrão do Standard Methods o PFTAM é igual à diferença entre a concentração inicial de $TAMT_i$ e a concentração de $TAMT_f$ (após dos 7 dias de incubação).

Neste estudo, o $TAMT_i$ foi analisado somente na primeira amostragem. O anterior foi decidido considerando que neste caso: (a) as amostras não estavam cloradas, (b) os valores iniciais de THAMT determinados pelo método são semelhantes para todas as amostras sem clorar e são praticamente desprezíveis ($<40\mu g/L\ CHCl_3$), (c) esses valores iniciais podem corresponder a falsos positivos do método de análise, e (c) neste estudo, o importante é realizar uma comparação entre métodos de tratamento. Presunções similares têm sido consideradas em outros estudos internacionalmente (VEUN, 2006).

Quanto à análise de TAM foi utilizado o método 10224 THM Plus (HACH, 2003), para a determinação do parâmetro Trialometano Total, que inclui as espécies reguladas pela Portaria 2.914: Triclorometano ou Clorofórmio (TCM), Bromodiclorometano (BDCM), Dibromoclorometano (DBCM), Tribromometano ou Bromofórmio (TBM). Os resultados da análise abrangem os quatro tipos de TAM mencionados, sendo o resultado reportado como Trialometanos Totais (TAMT), em unidades de $\mu g/L$ de clorofórmio.

Estudos realizados por (LORD, 2004), nos Estados Unidos, após várias análises, indicam o método 10224 da Hach como o mais indicado para análise de TAM, considerando-o como equivalente aos métodos da USEPA (524.2, 551.1 e 552.2). No entanto, esse método apresenta respostas positivas para, ao menos, outros 7 compostos clorados e bromados. Dentre eles encontram-se outros subprodutos da desinfecção com cloro, como os ácidos tri-cloro e tri-bromo acéticos (HACH, 2007).

A quantidade de cloro adicionado nas amostras foi determinada pela demanda de cloro (D). O teste consistiu na cloração de 125 mL de amostra com aproximadamente 100 mg/L de cloro e a determinação de cloro, após incubação por 4 h na escuridão e a 25 °C. A demanda de cloro é a diferença entre a concentração de cloro inicial e concentração de cloro após as 4 h (APHA; AWWA; WEF, 2005). Posteriormente, para a determinação do PFTAM, frações de 125 mL de cada amostra foram incubadas por 7 dias, utilizando dosagens de cloro de D-2, D, D+3 e D+6. Após esse período, foram avaliados o pH e o cloro residual, empregando os métodos colorimétrico de N,N-diethylphenylene-1,4 diamine, DPD, e método 10069 da HACH (HACH, 2003), que é adaptado do método 4500-Cl G (APHA; AWWA; WEF, 2005). O TTAM_f foi determinado nas amostras com cloro residual entre 2 e 5 mg/L.

Após a realização das primeiras três amostragens, considerando os custos elevados da análise e que o método de determinação de TAM pode apresentar valores positivos e desprezíveis (provavelmente devido a presença de outros compostos clorados ou a presença de cor na água), foi decidido realizar somente o teste de TAM 7 dias, após a cloração.

3.6.5 Controle de qualidade e limites de detecção das análises

Juntamente com as análises de cloreto, nitrato, brometo, ferro, manganês, UV-254, COD, COT, TAM e PFTAM, realizaram-se análises de substâncias padrão, segundo o tipo de análise.

Além disso, determinou-se o limite de detecção do método (LDM), segundo a definição da USEPA no Apêndice C na edição 7-1-94 da 40 CFR, descrito no manual da Hach (HACH, 2003).

O LDM é definido pela USEPA como a mínima concentração, porém, maior que zero, que pode ser determinada com 99% de confiança. O procedimento consistiu na análise de sete amostras, com concentrações cinco vezes maiores ao limite de detecção estimado (LDE), sugerido pelo método. O LDM foi calculado multiplicando o desvio padrão do resultado das análises pelo valor apropriado da t-Student ao intervalo de 99%. Em alguns casos, nas análises realizadas por procedimentos da HACH, foi assumido o limite de detecção estimado (Estimated Detection Limit), determinado pelo fabricante (HACH). No Apêndice C encontram-se os resultados dos mesmos.

Os limites de detecção dos íons, determinados por cromatografia iônica, e dos COD e COT, determinados pelo método de combustão, foram baseados nos parâmetros da curva analítica, de acordo com

(RIBANI *et al.*, 2004). O limite de detecção (LD) é expresso como $LDM = 3,3 \cdot s/S$; onde s é o coeficiente linear da equação e S é a inclinação (“slope”) ou coeficiente angular da curva analítica. Rivani *et al.* (2004).

Finalmente, os aparelhos, de marca HACH e QED Environmental System, foram utilizados para a medição direta dos parâmetros condutividade elétrica, pH, oxigênio, Eh e turbidez. Tais aparelhos receberam manutenção e calibração segundo recomendações do fabricante.

3.6.6 Lavagem e tratamento da vidraria e sistemas de coleta

Garrafas para coleta, sistema de filtração e demais vidrarias, utilizadas nas determinações de COD e COT, foram lavadas com detergente comum, enxaguadas, colocadas de molho por 24 horas em solução de 10% de detergente de laboratório, livre de fosfatos (Marca Vetec), enxaguadas com água morna da torneira, posteriormente com água ultrapura, e colocadas em ácido nítrico (P.A. 5%) por 24 horas e, finalmente, enxaguadas 10 vezes com água ultrapura. Após esses procedimentos, a vidraria foi envolvida em papel alumínio e colocada em mufla por ao menos 2 horas a 550°C. De forma similar, foram lavadas as mangueiras, utilizadas na coleta, evitando a etapa de aquecimento.

Para a determinação do PFTAM, as garrafas âmbar (com tampa plástica e septo de teflon) e as outras vidrarias utilizadas, foram tratadas segundo o estabelecido por (SUMMERS *et al.*, 1996) com intuito de garantir demanda zero de cloro. O material foi lavado com detergente comum, enxaguado com água da torneira, colocado por 24 horas em detergente de laboratório, enxaguado com água morna da torneira, duas vezes com água destilada e duas vezes com água deionizada. Posteriormente, colocadas em uma solução de cloro ($10-20 \text{ mg.L}^{-1}$) por ao menos 24 horas e, finalmente, enxaguadas quatro vezes com água deionizada e duas vezes com água ultrapura, para secagem a 100°C. As ponteiros das pipetas foram guardadas em uma dissolução de cloro ($\approx 50 \text{ mg.L}^{-1}$), preparada com água ultrapura, sendo enxaguadas dez vezes com água ultrapura e três vezes com a solução dosadora antes do uso.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, inicialmente apresentar-se-ão as principais características hidrogeológicas, determinadas no local de estudo. Sendo o tempo de percurso uma variável determinante da qualidade da água obtida por FM, serão aludidas as estimativas desta variável, no sistema de piezômetros e no sistema de colunas.

Posteriormente, serão mostrados e discutidos os resultados da variação de análises do padrão organoléptico e outras análises físico-químicas, considerando a distância/tempo de percurso da água no subsolo. As condições redox, durante a infiltração, nos sistemas de colunas e piezômetros e, em seguida, os resultados da remoção de MON e de precursores da formação de TAM, considerando a variação das condições redox e o tempo de percurso/distância de infiltração; também serão exibidas. Para isto, considerar-se-ão os resultados dos três sistemas experimentais realizados: sistema de piezômetros, colunas e TF. O modelo de degradação da MON aplicar-se-á em relação ao tempo de percurso para os resultados da coluna e TF.

Assim, baseado no modelo e nos resultados, estimar-se-á a capacidade da FM para remover MON e precursores de PFTAM. Finalmente, comparar-se-á os processos de FD e FM, em relação aos resultados da qualidade da água obtidos.

4.1 LOCAL DO ESTUDO: LAGOA DO PERI

4.1.2 Caracterização hidrogeológica

Conforme descrito na Seção 2.4.2.3, ao redor da Lagoa encontra-se uma planície costeira de aproximadamente 1,6 km², a qual separa a Lagoa do Oceano Atlântico.

Distribuída de sul a norte, a região apresenta fácies arenosas de predomínio marinho-eólico de origem holocênica e pleistocênica. Este tipo de formação é classificado pelo Serviço Geológico do Brasil como depósitos litorâneos no Mapa de Domínios/Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil (CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL., 2007). A Figura 4.1 representa o mapa da Ilha de Santa Catarina, confeccionado no programa Arc Gis, onde pode-se confirmar a presença dos depósitos litorâneos entre a Lagoa do Peri e o mar.

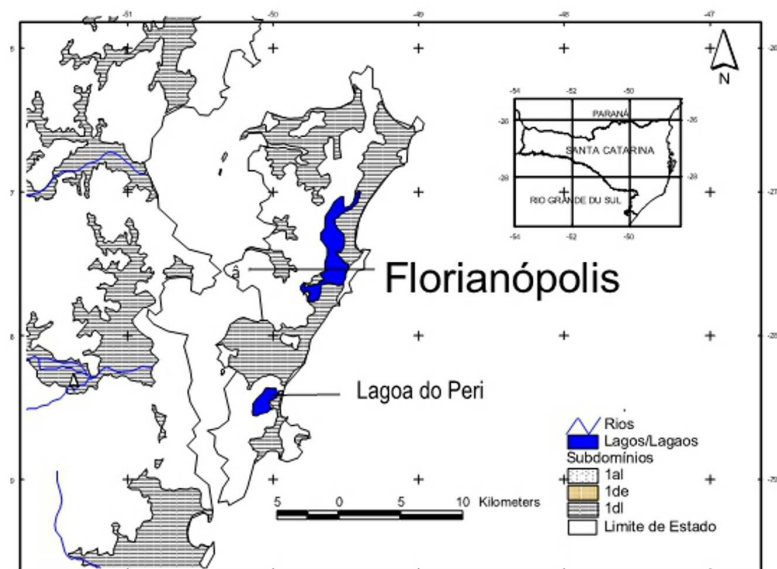


Figura 4.1: Regiões da Ilha de Santa Catarina com potencial para a FM. 1al: depósito aluvial; 1de: depósito eólico; 1dl: depósito litorâneo.

A primeira condição para a aplicação com sucesso da FM é a interação entre o manancial e a água subterrânea. Sendo assim, realizaram-se vários testes, no leito da Lagoa e no aquífero ao lado da Lagoa, para confirmar a capacidade da região para adquirir a FM, conforme as características hidrogeológicas do local.

4.1.2.1 Testes no leito da Lagoa

A análise granulométrica do material correspondente aos primeiros 50 cm do fundo do leito da Lagoa. O estudo apresentou pouca variação com a profundidade, sendo a constituição predominantemente por 85% e 13% de areia fina e areia média, respectivamente (Tabela D.1; Apêndice D). Os resultados foram similares aos reportados por Mondardo (2009), todavia, neste último caso foi detectada a presença de uma fração de 4% de argila.

No entanto, em ambos os casos, a textura do material pode ser classificada como tipo arenoso segundo o triângulo de textura do publicado em Soil Survey Staff (1951 apud TODD e MAYS (2005).

Este tipo de material é reconhecido como apropriado para a FM (GRISCHEK *et al.*, 2007). Além disso, a partir da curva de distribuição granulométrica (Figura D.1 do Apêndice D), foi determinado um coeficiente de uniformidade ($U_c=d_{60}/d_{10}$) de 1,4. Valor relativamente baixo que indica um material uniforme semelhante à areia de dunas e levemente diferente de aluviões (Figura D.2) (Todd e Mays, 2005), o que corresponde aos depósitos litorâneos reportados na região (ver mapa da Figura 4.1).

Tabela 4.1: Média dos resultados das análises granulométricas realizadas nos primeiros centímetros do leito da Lagoa.

Tipo de material* (mm)	Quantidade de grãos (%)	Mondardo (2009)
> 2,0	0,23	
areia muito grossa (1,0-2,0)	0,21	15,4
areia grossa (0,5-1,0)	0,48	
areia média (0,25-0,5)	13,05	
areia fina (0,125-0,25)	82,55	80,6
areia muito fina (0,063-0,125)	3,45	
finos (argila + silte) < 0,063	0,02	4,0

* FONTE: Morris e Johnson (1967 apud TODD; MAYS, 2005).

Segundo, Morris e Johnson (1967 apud TODD; MAYS, 2005), a porosidade média esperada neste tipo de material deve ser na faixa de 39-43%. No entanto, o ensaio com traçador indicou uma porosidade específica de 26%, o que pode ser explicado devido à presença de uma camada de colmatagem, nos primeiros centímetros de infiltração, onde,

de acordo com (GUNKEL; HOFFMANN, 2009) pode ocorrer a deposição de matéria orgânica particulada e o desenvolvimento de biomassa, como algas, bactérias, substâncias poliméricas extracelulares.

No caso da água da Lagoa, a colmatção por matéria orgânica particulada pode favorecer-se pelo alto conteúdo de fitoplâncton. Além disso, outra forma de colmatção é a presença de gases, e neste estudo, durante o teste de porosidade, percebeu-se o odor do sulfeto de hidrogênio e detectada uma concentração de 0,034 mg/L do íon sulfeto, o que poderia explicar o menor valor da porosidade efetiva.

Grischek *et al.*, (2007) identificam os locais onde a FM é aplicada com sucesso, como aqueles que apresentam condutividade hidráulica entre 10^{-2} e 10^{-4} m/s. Os valores de condutividade hidráulica, determinados do fundo da lagoa, na região em frente ao local dos poços, podem ser observados na Tabela 4.2. Os dados obtidos mediante o método de tubo variável e o permeâmetro constante não apresentaram diferenças importantes entre eles, tampouco nos testes realizados anteriormente por Rabelo (2006). Os resultados refletem o esperado para a granulometria do tipo areia fina e média (Morris e Johnson (1967 apud TODD; MAYS, 2005) e, como mencionado acima, encontram-se no intervalo observado em outras regiões do mundo, onde a filtração em margem é amplamente utilizada.

Finalmente, o sedimento do leito da Lagoa apresentou aumento gradual de conteúdo de carbono orgânico, conforme a profundidade, passando de 0,10% nos primeiros 10 cm a 0,13% nas frações a 20 cm e 30 cm, para finalmente 0,14% e 0,15% nas profundidades de 40 cm e 50 cm respectivamente.

Tabela 4.2: Condutividade hidráulica vertical do sedimento da Lagoa do Peri.

Método	Conduto variável (m/s)	Permeâmetro constante (m/s)	Conduto variável (m/s) Rabelo (2006)
Total de pontos avaliados	10	16	8
Mínimo	$3,0 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$
Máximo	$8,7 \cdot 10^{-4}$	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$
Média	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$

4.1.2.2 Testes no aquífero adjacente à Lagoa

O subsolo presente no setor dos piezômetros, na margem da Lagoa, foi descrito previamente por Sens *et al.* (2006). Durante a construção dos poços/piezômetros do presente estudo, foi constatado que o tipo de material difere levemente em relação à descrição de Sens *et al.* 2006, devido ao uso do método de jato de água na construção. A Figura 4.2 mostra o perfil estratigráfico e o sistema de piezômetros, construídos no ano 2011. O subsolo da região é formado basicamente por sedimentos marinhos, com uma camada de areia escura a partir da superfície e até 1 m de profundidade - produto da mistura com matéria orgânica vegetal decomposta. Entre 1 e 4 m, predominam-se areia fina clara, com ocorrência de bolsões de matéria orgânica misturada. Entre 4 e 18 m, predominam-se camadas de areia fina e média, com algumas regiões apresentando pequena fração argilosa. De 18 a 23 m ocorre uma camada argilosa. Diante disso, foi considerado 18 m como altura da camada saturada do aquífero (Sens *et al.*, 2006).

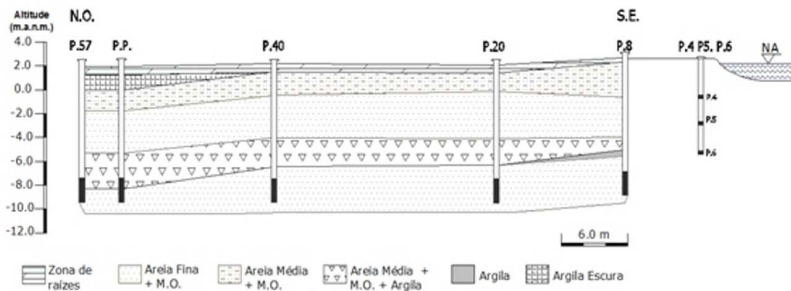


Figura 4.2: Perfil estratigráfico da área de estudo, incluindo a localização do sistema de poços/piezômetros.

Quanto à condutividade hidráulica (K) no aquífero, os resultados do teste de bombeamento foram em média de $1.49 \cdot 10^{-4}$ m/s, calculados pelos métodos de Cooper-Jacob, Moench, Neuman e Theis. Utilizando-se o método de Moench, a condutividade vertical (K_v) e a condutividade horizontal (K_h) determinadas foram de $1.42 \cdot 10^{-5}$ m/s e $1.42 \cdot 10^{-4}$ m/s, respectivamente ($K_h/K_v = 10$). Segundo Todd e Mays (2005), essa diferença de condutividades é típica em aquíferos onde são apresentadas camadas horizontais de diferentes materiais e, no caso de aquíferos de aluvião, usualmente apresenta valores entre 2 e 10.

Novamente, os resultados refletem um tipo de material arenoso e abrangem o intervalo de 10^{-2} e 10^{-4} m/s de condutividade hidráulica identificado por GRISCHEK *et al.*, (2007) para a aplicação da FM. Na Tabela D2 do Apê D, encontra-se o detalhamento dos resultados de condutividades hidráulica, transmissividade e o coeficiente de armazenamento, obtidos mediante o teste de aquífero e aplicando o software Aquifer Test 3.5 (Waterloo Hydrogeologic, Inc).

No local de estudo, (SENS *et al.*, 2006) demonstraram, através do estudo de nível de água em 22 piezômetros, que a água da lagoa migra naturalmente em direção ao poço de captação. O mesmo resultado foi obtido mediante a observação do nível freático e modelagem, no presente estudo, onde uma variação no nível da Lagoa foi refletida no nível dos poços. Na Figura 4.3, é possível observar a variação sem bombeamento, durante o bombeamento de ≈ 33 m³/d aplicado no PP, a partir do 09/02/2011 e na aplicação de igual bombeamento no P20, no dia 17/05/2011; conforme observa-se a redução de altura nesse último ponto. Na Tabela 4.4, o cenário 1 mostra como a água infiltra de forma natural, sem necessidade de bombeamento.

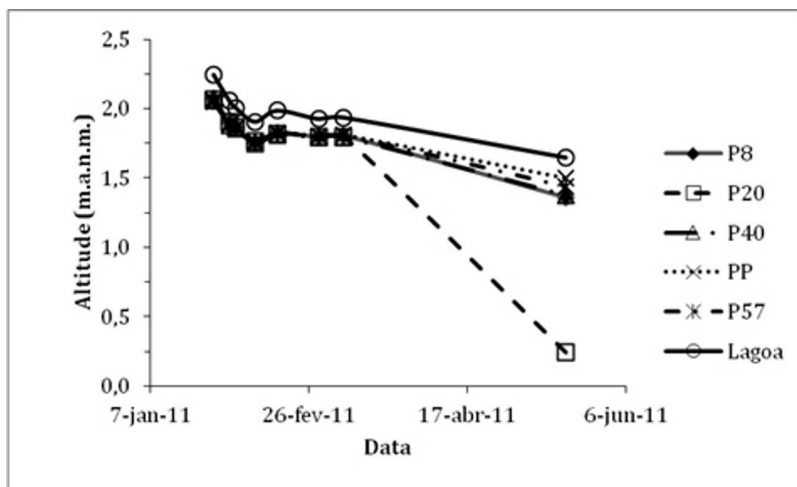


Figura 4.3: Medição do nível na Lagoa e nos piezômetros, durante o ano 2011.

Outra fonte de recarga do aquífero poderia ser a infiltração, devido à precipitação na região. No entanto, as determinações de condutividade hidráulica, realizadas nos primeiros 10 cm de infiltração no local, mostraram pouca capacidade de infiltração ou recarga do aquífero. Os resultados da Tabela 4.3 indicam baixa infiltração, possivelmente relacionada à existência de uma pequena camada argilosa sobre a superfície, o que reduz a infiltração. Mesmo assim, a presença de plantas pode ajudar na infiltração, por meio das raízes. No entanto, como será visto na Seção 4.4, as condições anaeróbias no poço de produção pressupõem baixa infiltração. Assim, a recarga do aquífero pode advir, principalmente, da água infiltrada pelo fundo da Lagoa, isto é, água filtrada em margem.

Dessa forma, os resultados obtidos demonstraram que a região leste da Lagoa do Peri e o aquífero adjacente, localizados numa região formada de depósitos litorâneos, apresentam características hidrogeológicas apropriadas para a aplicação da FM. Assim, foi determinado o tempo de percurso no sistema de piezômetros.

Tabela 4.3: Resultados dos testes de condutividade hidráulica na superfície da margem da Lagoa.

Posição	K (m/s)
Entre a Lagoa e P8	Camada muito argilosa, sem infiltração
Entre P8 e P20	$8.76 \cdot 10^{-8}$
Entre P20 e P40	$1.55 \cdot 10^{-7}$
Entre P40 e PP	Camada muito argilosa, sem infiltração
Entre PP e P57	Camada muito argilosa, sem infiltração

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE PIEZÔMETROS

4.2.1 Estimativa do tempo de percurso no sistema de piezômetros

Durante o percurso da água superficial até os poços de captação, a qualidade da água passa por mudanças de qualidade. Essas mudanças dependem, além das características locais, do tempo de percurso da água até os pontos de captação. Assim, conforme mencionado na Seção 4.1.1.3, Schoenheinz (2004) classifica a MON segundo sua biodegradabilidade em quatro frações: facilmente, moderadamente, lentamente e não degradável. Para cada uma das três primeiras frações o tempo necessário para remover 95% do carbono orgânico dissolvido (COD), deve ser < 30 dias, 30-300 dias e 300-3000 dias para a MON, respectivamente.

Desta forma, foi necessário determinar o tempo de percurso da água da Lagoa até os diferentes poços. Foram modelados vários cenários considerando: sem bombeamento, uma combinação de bombeamentos em ambos os pontos a 20 m (P20) e 55 m (PP), bombeando unicamente a 55 m (PP) e, finalmente, bombeamento a 20 m (P20) da Lagoa (Figura 3.2 e Tabela 4.4). No primeiro cenário, pode-se observar que a água da Lagoa infiltra naturalmente, sem necessidade de bombeamento (situação observada por Sens *et al.* 2006). No entanto, a infiltração natural permitiria amostrar somente água com MON levemente e não degradável. O bombeamento em ambos os poços poderia levar a

resultados próximos a 50 dias a 8 m da lagoa, porém o tempo de percurso da água até P20, P40, PP e P57 seria difícil de estimar e a água amostrada seria uma mistura de água de vários tempos de residência.

Conforme o cenário 2 (bombeamento de $30 \text{ m}^3/\text{d}$ no PP), a água chegando nele e nos poços P8, P20 e P40 teria mais de 100 dias de percurso. Mesmo colocando uma bomba maior para um bombeamento de $100 \text{ m}^3/\text{d}$ (cenário 4), o tempo mínimo de percurso no P8 seria de 70 dias. Porém, com o bombeamento do poço P20 nos cenários 6 e 7, teríamos tempos de percurso em P8 e P20 entre 65 e 80 dias. Pode-se observar que essa diferença de 15 dias ao utilizar bombeamento 30 ou $50 \text{ m}^3/\text{d}$ no poço P20, não é muito importante. Além disso, ao considerar que o diâmetro do poço P20 é de 50 mm, existe o risco de criar um rebaixamento maior que a capacidade do poço no caso de colocar bombas com capacidade superior (o mesmo é válido no caso de PP de 100 mm de diâmetro).

Portanto, foi instalada no P20 uma bomba de $\frac{1}{2}$ CV com vazão de $33 \text{ m}^3/\text{d}$, correspondente ao cenário 6 da Tabela 4.3, para garantir um tempo de percurso mínimo de 80 dias com média de 110 dias para P8 e um tempo muito maior para P20 e P40. Considerando que não haveria como estudar água filtrada em margem com tempo de percurso menor de 80 dias, foram construídos novos poços a 1 m da margem da lagoa, a 4 m, 5 m e 6 m (P4, P5 e P6 respectivamente) de profundidade. O tempo de percurso estimado foi menor que 25 d para P4 e entre 25 e 50 dias para P5 e P6, como observado na Figura 4.4.

Tabela 4.4: Estimativas do tempo de percurso no sistema de piezômetros da Lagoa do Peri, utilizando-se o programa Processing Modflow para Windows (Chiang, 2005).

Cenário N°.	Bombeamento m ³ /d			Tempo de percurso (d)											
	PP	P20	total	P8 (8 m)			P20 (20 m)			P40 (40 m)			PP (55 m)		
				Min.	Máx.	Media	Min.	Máx.	Media	Min.	Máx.	Media	Min.	Máx.	Media
1	0	0	0	130	180	155	190	260	225	330	380	355	400	460	430
2	30	0	30	100	150	125	160	210	185	240	280	260	300	-	?
3	70	0	70	80	130	105	125	175	150	185	240	213	200	-	?
4	100	0	100	70	120	95	110	150	130	160	210	185	160	-	?
5	0	20	20	85	150	118	100	-	?	-	-	?	-	-	?
6	0	30	30	80	140	110	80	-	?	-	-	?	-	-	?
7	0	50	50	65	120	93	65	-	?	-	-	?	-	-	?

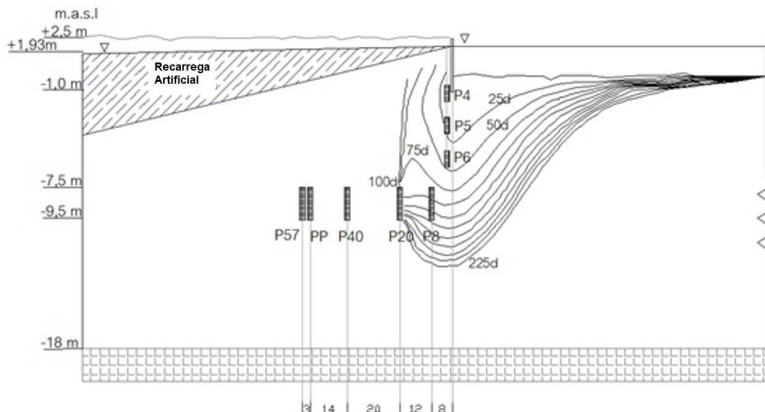


Figura 4.4: Estimativa do tempo de percurso sob bombeamento de $30 \text{ m}^3/\text{d}$ no P20.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE COLUNAS

Tendo em vista que, no sistema anterior, somente seria possível determinar a mudança nas características da água após 25 dias de percurso, foi necessário realizar o experimento em coluna para considerar tempos menores. Da mesma forma, determinou-se o tempo de percurso da água dentro da coluna. Para tanto, foram analisadas, primeiramente, a condutividade hidráulica e a porosidade do sistema.

4.3.1 Estimativas da condutividade hidráulica e porosidade no sistema de colunas

A aplicação da lei de Darcy permitiu calcular a condutividade hidráulica no sistema de colunas (ver equação 3.2 na secção 3.3.1). Os resultados mostraram uma variação sazonal com valores de condutividade duplicados do inverno ao verão (Figura 4.5). Uma das razões para essa variação é a dependência, de forma inversamente proporcional, da condutividade hidráulica com a viscosidade dinâmica, que aumenta conforme diminui a temperatura provocando a redução da condutividade hidráulica durante o inverno. Outro aspecto inclui um aumento da colmatção, na zona de infiltração, pela redução da atividade biológica, nos primeiros centímetros de infiltração, durante os meses mais frios. A redução da condutividade hidráulica é bastante notável, por exemplo, no Lago Tegel em Berlin, onde a condutividade

hidráulica no inverno diminui dez vezes com relação ao verão (GUNKEL, 2010), com uma variação de temperatura da água desde quase 0°C até perto de 25°C (GRUENHEID; HUEBNER; JEKEL, 2008).

Quanto à porosidade na coluna, a análise granulométrica determinada por Mondardo (2009) (Tabela 4.1) indica uma porosidade de 39-43%. O resultado do teste, com traçador, mostrou um valor de porosidade específica semelhante de 35%. Ao contrário do resultado do sedimento no fundo da Lagoa, neste caso, o teste foi realizado na última coluna, no qual já era esperada pouca ou nula colmatação.

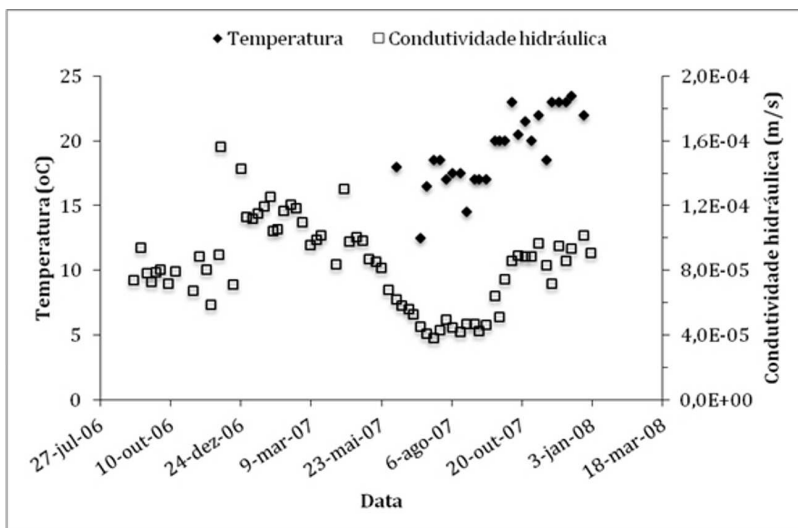


Figura 4.5: Variação da condutividade hidráulica com a temperatura no sistema de colunas.

4.3.2 Velocidade intersticial (v_a) e tempo de percurso no sistema de colunas

Da mesma forma que a condutividade hidráulica é afetada pela temperatura, ela varia durante o ano, desde um valor médio de 0,48 m/d no inverno a valores próximos a 0,8 m/d no verão (Figura 4.6) (Equação 3.3 na seção 3.3.1).

Assim, é de se esperar mudanças no tempo de percurso da água, na coluna. Na Tabela 4.5 observam-se os tempos, em vários pontos de coleta, para o caso do inverno e do verão, na coluna e na saída da

mesma; sendo eles, após 45 m de distância do ponto de infiltração. A diferença no tempo de infiltração entre ambas as estações é próximo de 30%.

Na mesma tabela, é apresentado o tempo de residência total no sistema, que foi determinado somando-se o tempo de infiltração ao tempo estimado que a água permanece no recipiente, desde onde é bombeada até um ponto localizado a 0,1 m, antes de iniciada a infiltração no sedimento, codificado como H1.

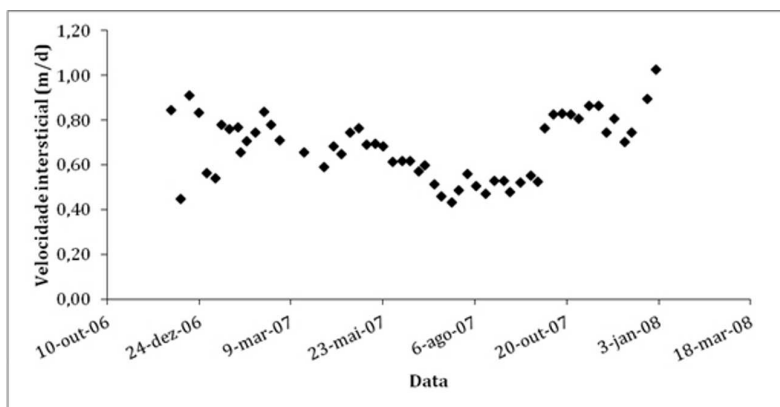


Figura 4.6: Variação sazonal da velocidade de infiltração no sistema de colunas.

Tabela 4.5: Tempos de percurso e tempo de residência da água na coluna no inverno e no verão.

Distância de infiltração (m)	Código	Tempo de percurso (d)		Tempo de residência (d)	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão
N.A.	H1	N.A.	N.A.	8	7
0,5	H2	1	0,7	9	8
5	H5	10	7	18	14
25	H7	52	33	60	40
45	H11	94	60	102	67

N.A.: Não aplica.

4.4 VARIAÇÕES DE ALGUMAS CARACTERÍSTICAS DE PADRÃO ORGANOLÉPTICO E OUTRAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DURANTE A FM

Neste estudo, foi necessário utilizar o sistema de colunas e um sistema de vários piezômetros para conseguir diferentes tempos de percurso, entre pouco menos de 1 dia a mais de 100 dias de infiltração. Os resultados obtidos estão representados na Tabela 4.6, juntamente com os valores da legislação brasileira e com os dados encontrados por Mondardo (2009), em um poço a 20 m da margem da Lagoa, com zona de ranhuras entre 8/12 m de profundidade e vazão de $24 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tabela 4.6: Resultados de parâmetros de padrão organoléptico e físico-químicos da água filtrada em margem (N=4 no sistema de piezômetros e N= 20 no sistema de colunas).

Tipo de Água Parâmetros	AB coluna	H1* (0 e 8d)§	H2 (0,7 e 9d)	P4** (≈25d)	P6 (25-50d)	H11 (60 e 102d)	P20 (80-225d)	Mondardo (2009) (>80d)	P40 (>>80d)	PORTARIA No- 2.914 (MS,2011)
Turbidez (uT)	6,70 ^a ± 0,89 ^b	1,64±0,28	0,40±0,23	1,25±1,33	2,14±0,7 3	2,02±1,84	0,19±0,0 7	0,40±0,10	0,55±0,20	0,5 ^c /1,0 ^d /5 ^e
Cor Aparente (uH)	61±17	33±5	10±4	48±14	40±47	45±23	6±3	10±11	24±6	15
Condutividade e elétrica (µS/cm)	74,0± 5,2	72,9±6,2	73,9±5,1	66±5	100±10	89,7±22,4	235±10	222±34	257±26	
pH	6,83± 0,28	6,78±0,03	6,42±0,33	6,12±0,12	6,60±0,1 2	7,07±0,26	7,86±0,1 3	7,6±0,6	7,64±0,13	
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	8,4±1, 1	N.A.	N.A.	10±1	27±1	14,9±3,3	105±5	90±5	92±8	
Dureza total (mgCaCO ₃ /L)	10,2± 0,4	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	12,6±0,4	96±8	82±5	N.A.	500

Tipo de Água Parâmetros	AB coluna a	H1* (0 e 8d)§	H2 (0,7 e 9d)	P4** (≈25d)	P6 (25-50d)	H11 (60 e 102d)	P20 (80-225d)	Mondardo (2009) (>80d)	P40 (>>80d)	PORTARIA No- 2.914 (MS,2011)
Dureza Cálcio (mgCaCO ₃ /L)	7,8±3, 1	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	85±4,7	N.A.	N.A.	
Dureza Magnésio (mgCaCO ₃ /L)	4,2±2, 6	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	10±10	N.A.	N.A.	
Cloreto (mg/L)	11,8± 1,29	N.A.	N.A.	11,24±0,6 7	12,46±0, 77	12.6±2.6	14,71±0, 32	19±3	13,99±0,3 2	250

a Média. b Desvio padrão. c Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta). d Filtração lenta. e Parâmetro organoléptico de potabilidade. *H1, H2 e H11: pontos a 0,1m sobre o sedimento, 0,5 m de filtração e saída da coluna, respectivamente. § tempo de percurso e tempo de residência. ***P4, P6, P20 e P40 referidos ao sistema de piezômetros. N.A.: Não analisado

Quanto à conformidade da norma de potabilidade, somente a turbidez e a cor aparente da água bruta encontram-se acima do valor preconizado na mesma. Os resultados do estudo realizado por Mondardo (2009) e os obtidos no presente trabalho, ambos a 20 m da Lagoa e 12 m de profundidade, são bastante semelhantes e encontram-se abaixo da norma. Porém, conforme aumenta a distância ou tempo percorrido, a qualidade da água vai melhorando, como se vê na sequência apresentada a seguir.

Em relação à redução da turbidez, a qual foi analisada na coluna, primeiramente, no ponto H1, com 0,10 m acima do sedimento (ponto onde a infiltração ainda não iniciou, porém a água perdurou por pelo menos 7 dias dentro do recipiente de alimentação e na própria coluna). A diminuição em turbidez indica a importância dos processos de sedimentação durante a purificação.

Durante a infiltração, nos primeiros 0,5 m de sedimento até o ponto H2, equivalentes a 1 dia de infiltração (8 ou 9 dias no sistema total), a turbidez é reduzida a valores muito abaixo do padrão de potabilidade, ficando aquém do requerimento para a filtração rápida. Conforme aumentou o tempo de percurso, houve um leve aumento da turbidez, devido à liberação de ferro (II) e, posterior, oxidação durante a amostragem, gerando partículas de óxido de ferro (III). Como será explicado na seção 4.3, o ferro (II) é precipitado como sulfeto ferroso no percurso, até atingir o P20, onde evidenciou diminuição da turbidez, novamente. O valor de turbidez, obtido neste ponto, é semelhante aos reportados na Índia, no Egito e nos Estados Unidos (DASH *et al.*, 2008; SHAMRUKH; ABDEL-WAHAB, 2008; WANG, 2003).

Quanto à produção de água de qualidade microbiana apropriada, na Alemanha, é recomendado um tempo mínimo de percurso de cinquenta dias (DASH *et al.*, 2008). Tal valor foi obtido no ponto P20 e H11, entretanto, a presença de ferro (II), em H11, aumentou até a saída na coluna, elevando os valores de turbidez, no momento em que a água entrou em contato com o ar e oxidou o ferro.

A turbidez normalmente é utilizada como um indicador da quantidade de materiais suspensos e estes são relacionados à qualidade microbiana da água (RAY *et al.*, 2002). Mesmo que nos estudo não foram avaliados parâmetros microbiológicos como os coliformes fecais; a turbidez encontrada na água filtrada em margem indica boa qualidade microbiana. Neste caso, é um bom indicador da remoção de fitoplâncton, onde, Mondardo (2009) determinou a redução de 100% das células de fitoplâncton total, incluindo cianobactérias desde 10^5 - 10^6 células/mL, utilizando FM.

Em relação à cor aparente (Tabela 4.6), o comportamento é semelhante à turbidez: redução no ponto H1 pela sedimentação, redução importante nos primeiros centímetros de infiltração e, novamente, aumento devido à presença de ferro e diminuição no ponto P20. Essa redução da cor aparente está relacionada ao consumo de matéria orgânica dissolvida responsável pela cor. Além de eliminar a cor da água, a redução da matéria orgânica dissolvida está associada à produção de água biologicamente estável e a uma diminuição no consumo de desinfetantes e na produção de subprodutos da desinfecção (Kuehm; Mueller, 2000).

Deve-se salientar que a água no P20 apresentou uma melhor qualidade que a água a 40 m da margem (P40), o que se deve, provavelmente, à permanência de água estagnada com muita matéria orgânica em um declive, logo após este poço.

Os parâmetros: condutividade elétrica, alcalinidade, dureza total, dureza cálcio e dureza magnésio ficaram abaixo do valor da norma em todos os pontos de coleta, porém aumentaram na água obtida nos pontos do sistema de piezômetros (Tabela 4.6). Este comportamento já foi observado em outros estudos e, possivelmente, é devido à erosão e lixiviação do solo pela água da lagoa, no percurso até os poços (BOURG & BERTIN, (1993); DASH *et al.*, (2008)). No caso do presente estudo, o aumento da dureza de cálcio indica a erosão dos sedimentos marinhos presentes no subsolo. Essa hipótese foi confirmada no sistema de colunas, que foi preenchido com material da superfície do fundo da Lagoa. Assim, os parâmetros de alcalinidade e turbidez na saída do sistema (H11 na Tabela 4.6) refletem a qualidade da água bruta. Outra possibilidade, mencionada por Shamrukh e Abdel-Wahab, (2008), poderia ser que o aumento desses parâmetros ocorre devido à mistura da água filtrada em margem com a água subterrânea local. Mas, neste caso, o fato da concentração de íon cloreto (substância conservativa presente na água da lagoa) ser praticamente a mesma, na lagoa e nos primeiros piezômetros, indica que a água da lagoa se infiltra através das margens, direcionando-se ao poço de captação, o que confirma o mencionado na seção 4.1.3.

Outros parâmetros avaliados e regularizados no padrão de potabilidade são nitrato, manganês, ferro e sulfeto de hidrogênio, com limites de 10 mg/L; 0,1 mg/L; 0,3 mg/L e 0,1 mg/L, respectivamente (BRASIL, 2011). Os resultados são apresentados na Tabela 4.7 na seção 4.4 e discutidos desde o ponto de vista das condições redox do sistema. A seguir, serão discutidas as implicações quanto ao padrão organoléptico.

Os resultados de nitrato indicam concentrações muito pequenas na água bruta e na água filtrada em margem. Já nos casos de ferro, manganês e sulfeto, apresentou-se um aumento de concentração nos primeiros dias de infiltração, porém no poço P20 (80-225 dias), somente o manganês apresentou valores próximos ao limite da norma. Deve-se salientar que a norma regula ferro e manganês totais.

Neste estudo, foram analisados os parâmetros ferro (II) e manganês (II). Porém, é de se esperar que pelas condições redox do local (discutidas na seguinte seção), os resultados são próximos às concentrações totais dos metais. No caso do sulfeto, como indicam os valores da Tabela 4.7, a concentração foi menor na água do P20, possivelmente devido à precipitação de sulfeto ferroso no pH levemente alcalino do subsolo. Além disso, o aumento do pH provoca uma diminuição do odor, gerado pelo sulfeto de hidrogênio.

Em termos gerais, os parâmetros de padrão organoléptico são substancialmente melhorados nos primeiros centímetros de infiltração. Porém, conforme aumenta a distância, a mudança para condições redutoras no sistema apresenta problemas devido à presença de ferro e manganês. Esses, ao entrar em contato com o ar, geram os respectivos óxidos, ocasionando um leve aumento de turbidez e cor.

Outra questão é a geração de sulfeto de hidrogênio na água. O problema com estes metais e o sulfeto de hidrogênio advém do resultado na troca das condições redox (HISCOCK & GRISCHEK, 2002). Isto gera a necessidade da implementação de etapas subsequentes de tratamento, para remover esses poluentes (KUEHN & MUELLER, 2000, de VET *et al.*, 2010). Ou, conforme mostrado anteriormente, esses problemas podem diminuir no próprio subsolo pela precipitação de carbonatos e sulfetos de ferro, mostrando a importância da composição do subsolo.

4.5 VARIAÇÃO DAS CONDIÇÕES REDOX DURANTE A FM

Conforme mencionado anteriormente, as condições redox durante a infiltração, podem gerar subprodutos que influenciam as características organolépticas da água filtrada em margem. De maneira similar, essas condições influenciam a cinética de degradação da MON, fazendo necessário o seu estudo.

As condições redox, durante a infiltração no subsolo, são geradas durante a biodegradação da matéria orgânica. Neste processo, os microrganismos consomem primeiramente oxigênio e, então, outros receptores de elétrons na seguinte ordem: nitrato, manganês (IV), ferro

(III), sulfato e matéria orgânica, conforme as equações apresentadas na Tabela 2.5 da Seção 2.2.6. Os resultados da Tabela 4.7 indicam um rápido uso do oxigênio, disponível na água da Lagoa, gerando condições anaeróbias, como indicam, na maioria das vezes, as concentrações de oxigênio menores que 0,5 mg/L (limite estipulado por Wiedemeyer *et al.* (2009 apud CHIARANDA (2011) e o valor negativo do potencial de oxido-redução (ORP).

O íon nitrato, na água bruta, é muito baixo e aquele gerado durante a biodegradação é consumido rapidamente. Posteriormente, observa-se a formação de uma zona redutora nos primeiros metros de infiltração, caracterizada pela presença de Mn (II) e Fe (II) na água segundo as equações (2.9) e (2.10) da Tabela 2.5. Inclusive, os dados da Tabela 4.7 indicam a redução do sulfato, o que produz sulfeto de hidrogênio (equação (2.11) da Tabela 2.5). A presença do sulfeto de hidrogênio foi confirmada pelo odor característico na água. A formação de uma zona redutora nos primeiros metros ou dias de infiltração foi observada em outros locais por BOURG & BERTIN, (1993).

Conforme aumenta o tempo percorrido até o poço de captação (P20), observa-se uma leve redução na concentração de Fe (II), o que; juntamente com o aumento da alcalinidade e pH (Tabela 4.6), pode ser devido à precipitação do carbonato ferroso (FARNSWORTH & HERING, 2011).

Neste caso, a redução paralela da concentração do íon sulfeto e diminuição do odor (sulfeto de hidrogênio) até o poço, indica a formação do sulfeto ferroso (FeS), situação também mencionada por FARNSWORTH & HERING, (2011).

Quanto à remoção do manganês, a precipitação do sulfeto de manganês pode ser descartada devido à alta solubilidade deste sal (APPELO; POSTMA, 2010). Por meio de cálculos termodinâmicos, a precipitação do carbonato de manganês (II) era esperada. Todavia, conforme (BOURG; KEDZIOREK; DARMENDRAIL, 2002), a formação de complexos com a MON dissolvida poderia permitir que manganês atingisse o poço de produção.

Normalmente, a zona de redução é eliminada durante o percurso até o poço, pela infiltração ou recarga da água de chuva (saturada em oxigênio) e pela flutuação do nível de água, produzido pelo bombeamento e gerando uma zona oxidante perto do poço de captação (FARNSWORTH & HERING, 2011).

Essa zona tem vantagens como: remoção do ferro, manganês e de outros metais traços, associados a eles, evitando assim o pós-tratamento dos mesmos. A desvantagem seria a possível colmatção das ranhuras

no poço de produção pela formação de óxidos desses metais (FARNSWORTH & HERING, 2011). Porém, neste estudo, o bombeamento aplicado foi bastante baixo e constante, evitando flutuações e conseqüente reoxidação.

Uma situação contrária é mencionada por Bourg, Kedziorek e Darmendrail (2002), em um sistema de FM para abastecer 500.000 habitantes em Lyon, França, onde não foi detectado nem ferro nem manganês. Outra situação que favorece as condições redutoras no local é a pouca recarga pela chuva devido à baixa condutividade hidráulica, observada na superfície do solo sobre os piezômetros (Tabela 4.3).

Conforme a Tabela 4.7, os resultados anteriores indicam as condições redox após ≈ 25 dias de infiltração, durante a época de maio a julho. Portanto, foi necessário utilizar o sistema de colunas para avaliar os processos em uma menor distância/tempo de infiltração e durante mais tempo de estudo, permitindo realizar um estudo sazonal.

Tabela 4.7: Parâmetros indicadores redox no sistema de piezômetros

Tipo de Água Parâmetros	AB	P4 (≈25 d)	P6 (25-50 d)	P20 (80-225 d)	P40 (>>80 d)
ORP (mV)	52±32	-263±13	-249±10	-307±6	-196±12
OD (mg/L)	8,64±0,68	0,21±0,04	0,28±0,09	0,22±0,23	0,77±0,15
% Saturação Oxigênio	96,20±2,53	2,33±0,43	3,28±1,01	2,25±2,65	8,93±0,94
NO ₃ ⁻ (mg/L)	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018
Mn ²⁺ (mg/L)	<0,007	0,036±0,002	0,039±0,009	0,094±0,036	0,060±0,009
Fe ²⁺ (mg/L)	<0,03	0,650±0,155	0,227±0,023	0,010±0,009	0,017±0,010
S ²⁻ (mg/L)	<0,01	0,228±0,113	0,038±0,030	0,018±0,020	0,007±0,007
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	3,06±0,17	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52

^a médias. ^b Desvio padrão. ^c Mínimos e máximos.

Os resultados do estudo de coluna, para os períodos de junho a setembro e outubro a fevereiro de 2011, encontram-se na Figura 4.7. Os resultados para os parâmetros redox, avaliados, são apresentados considerando o tempo total de residência no recipiente de alimentação e na coluna sobre o sedimento estimado em pouco menos de 10 dias (ver secção 4.2.2). De maneira geral, observa-se uma mudança nos parâmetros avaliados logo após iniciada a infiltração, isto é, acima de 10 dias de tempo de residência. O padrão observado é semelhante ao mencionado no caso do sistema de piezômetros: (a) o oxigênio é consumido rapidamente, (b) o íon nitrato tem um leve aumento, proveniente do produto da oxidação do amônio e a degradação inicial da matéria orgânica, o qual é, posteriormente, consumido como acceptor de elétrons, e (c) elevação dos valores de manganês (II), ferro (II) e sulfeto, conforme aumenta o tempo de residência ou infiltração.

Como mencionado acima, tem-se formado uma zona redutora, mas, neste experimento, observa-se claramente que esta zona aparece nos primeiros centímetros de infiltração ou no equivalente a menos de um dia de infiltração. Como será mostrado na seguinte secção, esse tipo de comportamento corresponde a um rápido consumo de matéria orgânica.

Comparando os resultados da coluna com os mencionados para os piezômetros, no primeiro sistema, encontra-se um aumento constante dos íons ferro (II), manganês (II) e sulfeto conforme a água avança na coluna. Desta forma, no percurso pela coluna, possivelmente, não acontece formação de carbonatos de ferro e/ou manganês e, portanto, a sua concentração aumenta.

Este comportamento indica a importância da presença de depósitos marinhos no subsolo do sistema de piezômetros, que provoca um aumento da alcalinidade na água com o decorrer da infiltração. O sistema de colunas foi preenchido com material da superfície da Lagoa e, como visto na Tabela 4.6, a alcalinidade da água na saída do sistema de colunas e na água bruta são semelhantes entre elas e menores do que no poço P20.

Outra forma de reduzir a concentração de ferro (II) é a formação de sulfetos insolúveis. Porém, podem ser inibidos pela formação de complexos com a matéria orgânica (Bourg; Kedziorek; Darmendrail, 2002).

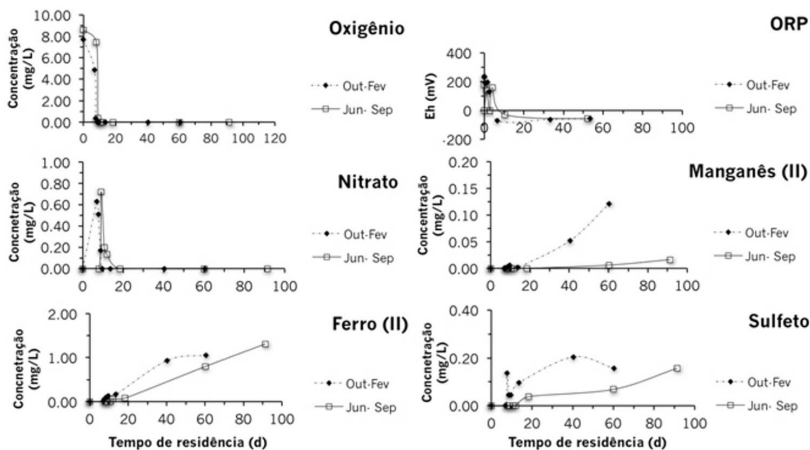


Figura 4.7: Variação dos parâmetros redox no sistema de colunas, durante o período de junho 2011 a fevereiro 2012.

Outra questão importante determinada no experimento de colunas é a variação dos parâmetros redox com a época do ano ou com a temperatura da água. De acordo com a Figura 4.7, durante o período de junho a setembro, a temperatura da água da coluna (medida em média às 10 a.m.) estava entre 15 e 20°C e no período de outubro a fevereiro, oscilou entre 20 e 25°C. De forma geral, todos os parâmetros redox indicaram uma tendência a apresentar condições mais redutoras, conforme o aumento da temperatura (Figura 4.7). Por exemplo, primeiramente observa-se a diminuição da concentração de oxigênio e a aparição do íon nitrito, na água sobre a coluna, antes de iniciar a infiltração (isto é, no tempo de residência de 10 dias), indicando atividade microbiana.

No entanto, observa-se, na coluna, uma maior concentração nos parâmetros manganês (II), ferro (II) e sulfeto em todos os pontos de amostragem. Inclusive, foi observada a aparição do íon sulfeto, após os primeiros 50 centímetros de infiltração. O anterior foi comprovado, diretamente, em uma amostra indeformada do leito da Lagoa, ao analisar a água infiltrada nos primeiros 20 cm centímetros durante a medição de porosidade.

A amostra foi avaliada no mês de fevereiro, com 26°C de temperatura da água, encontrando uma concentração de íon sulfeto de 0,034 mg/L e, conseqüentemente, foi percebido o odor do sulfeto de hidrogênio.

Gruenheid; Huebner e Jekel (2008) reportaram um aumento no consumo de oxigênio, após 6,3 dias (50 cm) de infiltração, em um estudo de colunas, quando a temperatura é alterada de 5°C a 25°C. Os autores encontraram uma diminuição na concentração de oxigênio no efluente de 8,6 mg/L (5°C), 7,0 mg/L (15°C) e 4,8 mg/L (25°C), porém não mencionaram o monitoramento de outros parâmetros redox. Os autores indicaram a importância de considerar a temperatura durante o planejamento dos locais para a FM e enfatizaram, no caso da Alemanha, a importância de longos tempos de percurso e a capacidade da FM para equalizar a temperatura. Da mesma forma, nos resultados apresentados no presente estudo, fica evidente a dependência das condições redox às variações sazonais de temperatura, além da importância de certas características locais do subsolo e operação do sistema, principalmente, bombeamento.

4.6 REMOÇÃO DA MON E PRECURSORES DE FORMAÇÃO DE TAM

Nas seções anteriores, foram apresentados o tempo de percurso e as condições redox da água, em ambos os sistemas: colunas e piezômetros. A seguir, considerando essa informação, será avaliada a capacidade da aplicação da FM, na Lagoa do Peri, a fim de remover MON e precursores da formação de TAM. No entanto, primeiramente, será apresentada a caracterização da água da Lagoa em quanto a esses parâmetros.

4.6.1 Caracterização da água bruta da Lagoa do Peri quanto a MON e precursores da formação de TAM

Conforme mencionado na seção 2.4.2.2, a água da Lagoa apresenta altas concentrações de fitoplâncton, o que faria pensar em concentrações importantes de materiais hidrofílicos e alifáticos do tipo polissacarídeo e protéicos. No entanto, a presença de vegetação ao redor da Lagoa garante a influência do material húmico alóctone.

A importância do material autóctone fica evidente com um aumento de clorofila durante a época de maior temperatura. Adicionalmente, mediante a análise de uma amostra da água do Lago, por cromatografia líquida acoplada a um detector de carbono orgânico dissolvido (LC-OCD), mostrou um alto conteúdo de polissacarídeos (PS) de 18,8%, substâncias húmicas (SH) de 39,5%, compostos formadores das substâncias húmicas (CFSH) de 15,5% e ácidos de baixo

peso molecular (ABPM) e substâncias neutras (SN) de 8,4 e 12% respectivamente (Figura 4.8; pode ser comparada com a Figura 2.9 de um Lago não eutrofizado).

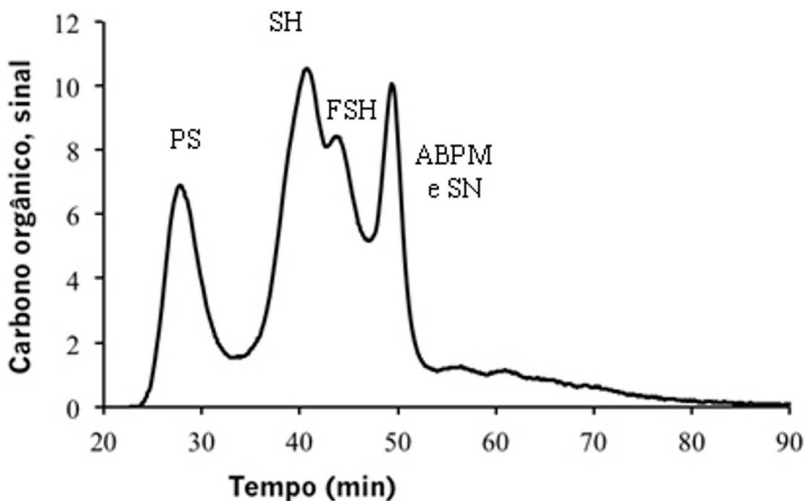


Figura 4.8: Cromatograma de carbono orgânico dissolvido da água da Lagoa.

O comentário reflete nos resultados obtidos de COD e COT e, conseqüentemente, no PFTAMT (Figuras 4.9 e 4.10, respectivamente). Em ambas as figuras, observa-se um comportamento sazonal com maior concentração de MON e PFTAMT, durante as épocas de maior temperatura, correlacionado ao aumento em produção autóctone na Lagoa.

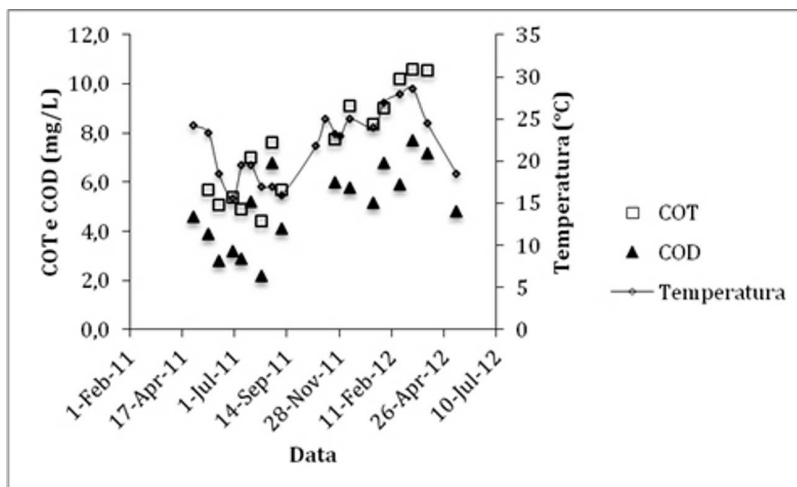


Figura 4.9: Variação sazonal da MON na água da Lagoa do Peri, durante o período maio 2011- abril 2012.

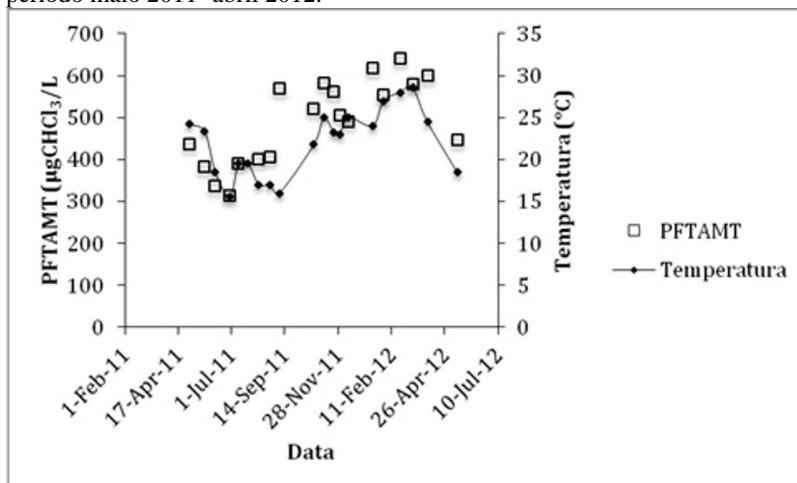


Figura 4.10: Variação sazonal do PFTAMT na água da Lagoa do Peri, durante o período de maio 2011 - abril 2012 .

4.6.2 Remoção de MON (COT e COD) no sistema de piezômetros e no sistema de colunas

Vários estudos mostram eficiência de 20-90% da FM, na remoção de MON, em termos de COD e COT (Tabela 2.3). Assim, espera-se uma redução positiva nos sistemas da Lagoa. A seguir, será apresentada a

capacidade da FM para remover a MON nos sistemas de piezômetros e colunas.

No caso do sistema de piezômetros, na lagoa do Peri, foi observada uma redução muito baixa de COD(<10%); inclusive, em algumas amostras, o valor de COD foi maior que o valor da água bruta, como mostrado na Figura 4.11.

Esse comportamento pode ocorrer devido: à dissolução do material orgânico particulado, presente na água da lagoa, como produto da biodegradação na zona da infiltração; à presença de carbono orgânico sólido (COS) do subsolo; às variações no conteúdo de MON na água da Lagoa; ao sistema ainda não ter sido estabilizado; e, no caso do piezômetro P40, à influência de um alagamento rico em matéria orgânica quase permanente ao redor deste piezômetro. Na continuação, serão discutidas essas possíveis causas.

Um dos mecanismos de remoção da FM é a filtração física, pela qual o material particulado é removido da água. Neste caso, o carbono orgânico particulado (COP é igual à diferença entre o COT e o COD) fica retido nos sedimentos da lagoa. Porém, essa zona é de alta atividade biológica e o material particulado (majoritariamente fitoplâncton) pode ser parcialmente degradado, gerando compostos solúveis que poderiam se infiltrar no subsolo (JEKEL; GRÜNHEID, 2006).

A outra possibilidade é a presença de carbono orgânico sólido (COS) no subsolo e, como mencionado na seção 4.1.2.2 e observado na Figura 4.2, o subsolo na margem da lagoa apresenta uma grande quantidade de matéria orgânica, que, com a entrada de água da Lagoa, pode sofrer dessorção/dissolução até o poço de captação.

Essa situação foi reportada por Kedziorek, Geoffriau e Bourg (2008) e (Schoenheinz, 2004) em outros locais e, conforme discutido posteriormente, foi observado nos estudos das colunas.

Como outra possível causa, deve-se considerar que a Lagoa apresenta variação sazonal da MON (Figura 4.9) e, portanto, os valores observados, durante o período de amostragem nos poços, não refletem, necessariamente, a qualidade da água bruta que foi infiltrada. Assim, a comparação direta, na Figura 4.11, entre a água bruta e os poços, deve ser realizada cuidadosamente.

Quanto à estabilização do sistema, a infiltração natural da água da Lagoa ao aquífero poderia diminuir o tempo necessário para obter condições estáveis. Porém, neste caso, os poços operaram poucos meses. Em um estudo de um ano, Mondardo (2009) obteve remoções menores de COT, entre 1,4 e 2,6 mg/L. Inclusive, na última amostragem deste

estudo, os valores de COD e COT foram de 1,7 e 2,4 mg/L respectivamente, indicando a possível estabilização do sistema.

Finalmente, no caso do P40, é evidente a influência da porção de água com alto conteúdo de matéria orgânica, o qual provoca alagamento na superfície do solo, perto do poço.

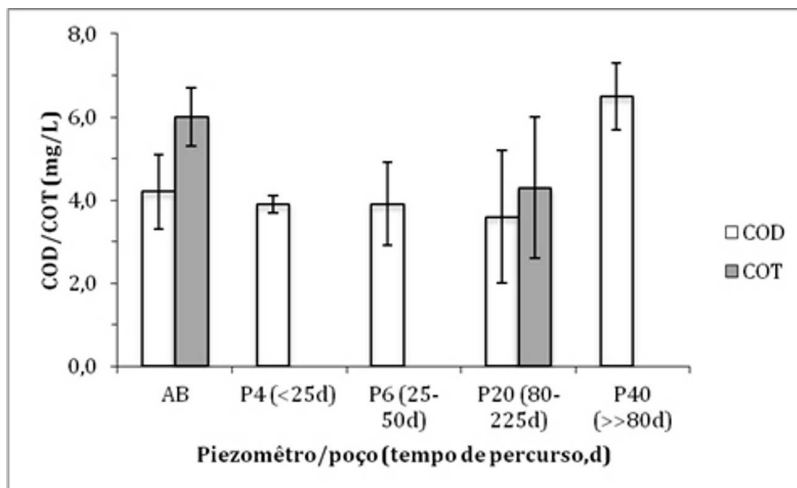


Figura 4.11: Remoção da MON no sistema de piezômetros.

Da mesma forma que no estudo das condições redox, o sistema de colunas permitiu avaliar a redução da MON em menores distâncias/tempo de infiltração.

Em termos gerais, durante a permanência no sistema de colunas, a MON foi reduzida tanto em termos de COT como COD (Figura 4.12 A e B). Em ambos os casos, observa-se uma leve redução antes da infiltração (ponto H1 com 7-8 dias de residência).

O caso do COT foi devido, principalmente, à sedimentação e, em menor medida, à atividade microbiana no recipiente e na coluna (efeito observado nos parâmetros turbidez e cor aparente). Já, no caso do COD, o início da atividade microbiana, antes do começo da infiltração, foi mais importante e evidente durante a época mais quente (Figura 4.13). Essa atividade concorda com a redução de oxigênio dissolvido e a aparição do íon nitrato, durante essa época (Figura 4.7). Assim, a atividade microbiana é iniciada antes de começar a infiltração, onde, segundo Schoenheinz (2004), pode iniciar a degradação de MON facilmente biodegradável.

Uma vez iniciada a infiltração, a redução de COT atingiu, aproximadamente, 45% nos primeiros 0,5 m de infiltração, que; devido a processos de filtração e degradação, correspondem a 7-8 dias de residência e 1-2 dias de infiltração. De forma similar, o COD apresentou uma importante redução, aproximadamente 35%, nesse ponto de coleta, independentemente da época do ano. Neste caso, o material dissolvido não é filtrado mecanicamente e a redução ocorre devido, principalmente, à biodegradação.

Outros autores mencionam uma remoção importante de COD nos primeiros centímetros de infiltração, relacionada à atividade microbiana e a uma diminuição do oxigênio (MAENG *et al.*, 2008), como comentado na seção anterior.

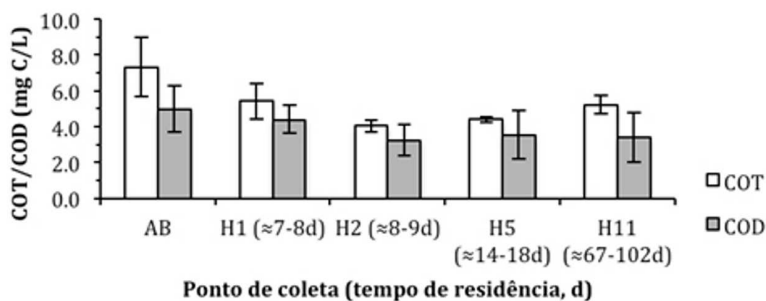
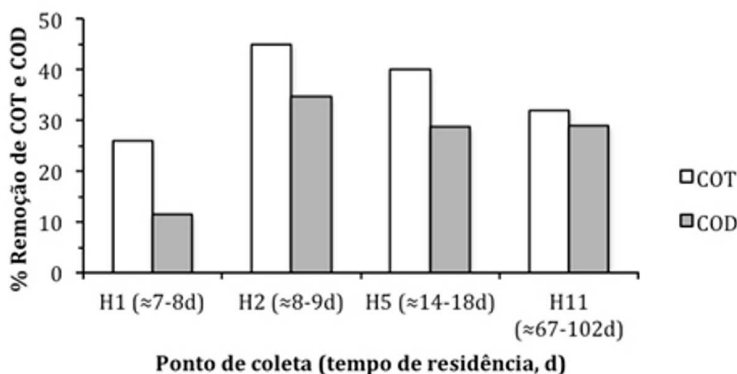
A**B**

Figura 4.12: Comportamento da MON no sistema de colunas: (A) redução de COT e COD; (B) porcentagem de remoção.

Após os primeiro 0,5 m, os valores de COT e COD aumentaram levemente conforme se elevou o tempo de contato na coluna, indicando uma menor redução da remoção (Figuras 4.12A e 4.12B, respectivamente).

Esse comportamento pode ocorrer devido à desorção/dissolução de COS do sedimento da coluna. Esse efeito se intensifica com um aumento de temperatura e fica evidente na Figura 4.13, onde, durante os

meses mais cálidos, de novembro 2011 a fevereiro 2012, o COD aumentou nos pontos de coleta H5 e H11 em relação com H2, não ocorrendo no mês de setembro. Esse fenômeno foi observado por Shoenheinz (2004), em um estudo de colunas preenchidas com sedimento, onde se observou a dessorção da matéria orgânica presente no sedimento, conforme aumentou a temperatura.

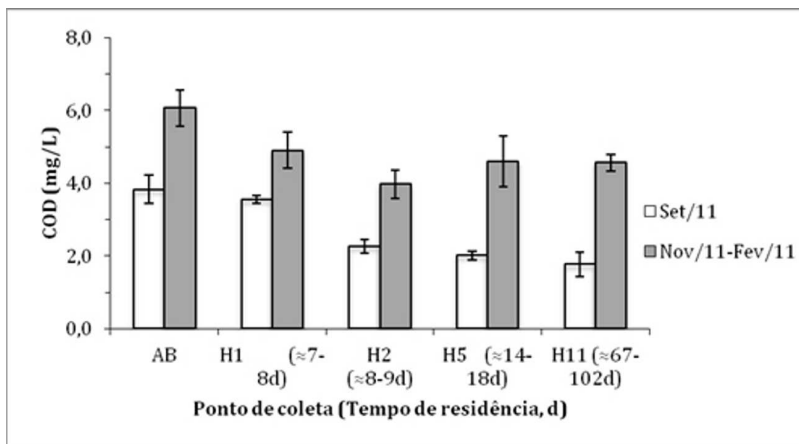


Figura 4.13: Variação sazonal do COD no sistema de colunas

Com relação à influência das condições redox, durante a degradação da MON, observa-se que a maioria da degradação é realizada nos primeiros centímetros de infiltração, onde o oxigênio é consumido até atingir condições anaeróbias. Posteriormente, a MON resultante é degradada lentamente, como mostram os dados de setembro, no qual o efeito de dessorção é mínimo. Jekel e Grünheid (2006) e Grünheid; Amy e Jekel (2005) mostraram que a cinética de degradação em condições anóxicas é menor que nas condições aeróbias, mas a quantidade de material removido é a mesma.

Em resumo, os dados de ambos os sistemas indicam que na presença do fenômeno de dessorção/dissolução, a quantidade de MON não removida durante a FM foi, em média, entre 3,6 e 4,6 mg/L de COD e entre 4,3 e 5,2 mg/L de COT.

Sem dessorção/dissolução do COS evidente, a concentração, em termos de COD na saída da coluna, atingiu 2 mg/L. Esse resultado é bastante similar ao reportado por Mondardo (2009) para COT, durante

maior tempo de funcionamento dos poços e é similar ao obtido na última amostragem deste estudo, o que indica um COD não degradável, após 70 dias de percurso, de aproximadamente 2 mg/L.

Essa quantidade de MON seria a relacionada à formação de TAM após a FM nos sistemas avaliados. A seguir mostrar-se-ão os resultados de PFTAMT e a mudança no caráter da MON.

4.6.3 Remoção de precursores de TAM no sistema de piezômetros e no sistema de colunas

Como mencionado na seção 2.2.4, vários estudos expuseram a capacidade da FM a fim de remover a MON e precursores de formação de TAM. Neste estudo, notou-se uma diminuição importante dos precursores, determinada como PFTAMT, que é uma medida indireta dos precursores de formação de TAM, presentes na água.

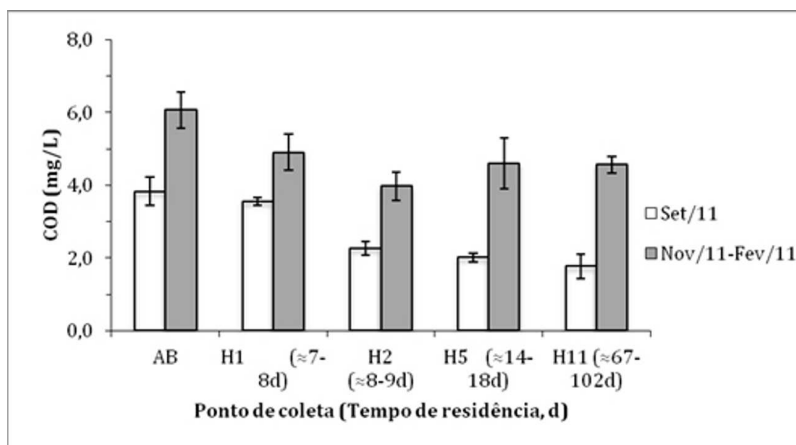


Figura 4.14: Variação do PFTAM no sistema de colunas e no sistema de piezômetros durante outono/inverno 2011.

Contrário ao observado nos parâmetros COD e COT do sistema de piezômetros, o PFTAMT reduziu-se à medida que se aumentou o tempo de percurso, em ambos os sistemas: piezômetros e colunas. Assim, os resultados são apresentados juntamente, na Figura 4.14.

De forma similar ao COD e o COT (ver seção 4.6.1), observou-se uma redução inicial no ponto a ≈7 dias de tempo de residência, devido à sedimentação de material particulado e à atividade microbiana na coluna de água.

Em seguida, uma rápida redução nos primeiros centímetros de infiltração, no sistema de colunas (≈ 8 dias de residência, menos de 1 dia de infiltração, Figura 4.14) e uma redução levemente mais acentuada até atingir a saída do sistema, depois de 67 dias de percurso (H11).

No sistema de piezômetros também aconteceu uma redução do PFTAMT, conforme se aumentou a infiltração, mas após ≈ 25 dias de percurso, essa redução é bem menor que na coluna com apenas 1 dia de infiltração, precisando de 25 a 50 dias para atingir o valor da coluna nesse ponto. Novamente, esse comportamento nos primeiros piezômetros pode ser devido ao aumento de COD e COT por dessorção/dissolução de COS do subsolo, comentado na seção 4.6.2.

O valor do PFTAMT atingiu um valor mínimo no poço de captação (P20), de magnitude semelhante à saída da coluna. Isso indica que uma alta quantidade de MON precursora foi removida, depois de aproximadamente 70 dias de percurso em ambos os sistemas.

Finalmente, esperava-se uma pequena redução do PFTAMT e MON, no ponto P40. Porém, como apontado na seção 4.6.2, próximo à esse ponto, existe um alagamento quase permanente sobre a superfície, rico em matéria orgânica que, provavelmente, infiltra-se até alcançar o piezômetro.

Novamente, deve-se considerar variações sazonais no sistema de colunas. Conforme observado na Figura 4.8, houve variação sazonal no conteúdo de MON na água da Lagoa. Da mesma forma, a Figura 4.15 mostra maior PFTAMT na água bruta, durante os meses de temperatura mais elevada.

Já, durante a infiltração no sistema de colunas, observa-se maiores valores de PFTAMT, durante a época mais quente, vide Figura 4.15. Esses valores podem advir da dessorção/dissolução de MON do sedimento ou devido ao menor tempo de percurso nesse período.

Contudo, os resultados obtidos indicarem que, no caso de ocorrer dessorção/dissolução nas colunas, o valor médio de PFTAMT fica próximo a $190 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, valor semelhante ao observado no poço de produção dos piezômetros ($190 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$). Entretanto, nas colunas com o efeito de dessorção/dissolução reduzido ou nulo, com tempo de percurso de 102 dias, o PFTAMT foi de $110 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$.

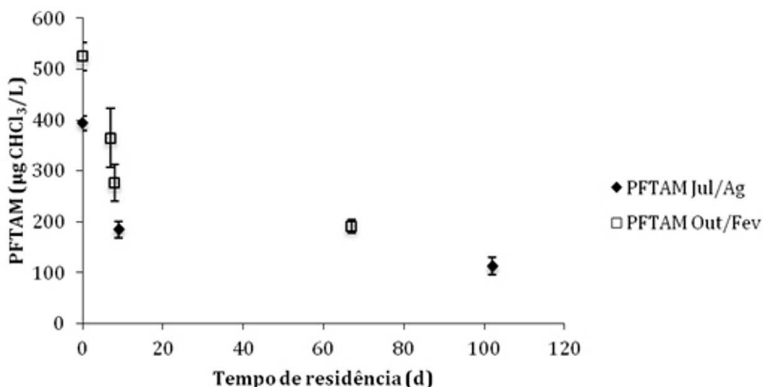


Figura 4.15: Variação sazonal de PFTAMT no sistema de colunas.

Para determinar quão reativa é a MON e a sua variação no percurso pelo subsolo, foi calculado o potencial de formação de trihalometanos totais específico (PFTAMTE) como a quantidade de microgramas de TAMT por cada miligrama de carbono total na água.

A Figura 4.16 mostra os valores obtidos de PFTAMTE. Em geral, a figura indica uma redução nesse parâmetro a medida que aumenta a infiltração, mostrando uma mudança do caráter da MON para MON menos precursora. Ou, sob outro ponto de vista, pode-se considerar que, durante a infiltração, são removidas preferencialmente substâncias precursoras de TAM. Isso foi observado em ambos os sistemas e fica evidente na Figura 4.17, onde, para todos os pontos avaliados, a porcentagem de redução de precursores foi sempre maior que de COT e COD na água. Inclusive, no caso do ponto P40, onde o COD aumentou, a porcentagem de remoção do PFTAMT foi em torno de 30%. Essa remoção preferencial dos precursores de TAM, durante o percurso no subsolo, foi analisada por WEISS *et al.*, (2003a, 2003b) em três rios nos Estados Unidos e é apresentada na Figura 2.6.

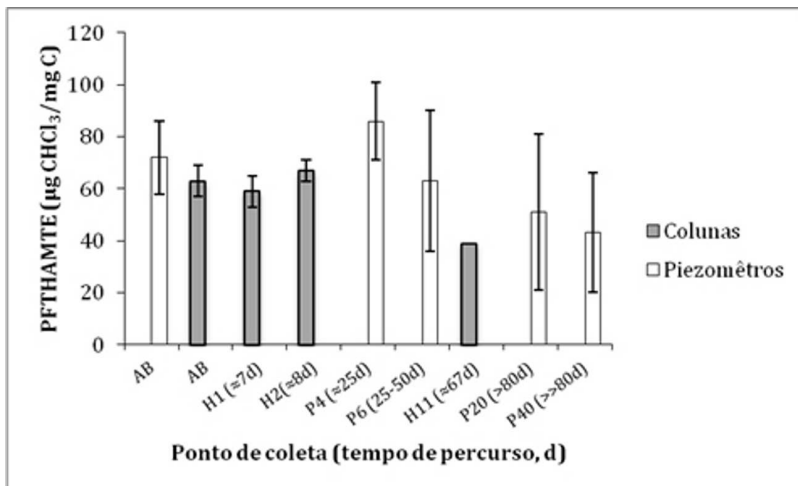


Figura 4.16: Diminuição do PFTAMTE com a infiltração nos sistemas de colunas e piezômetros.

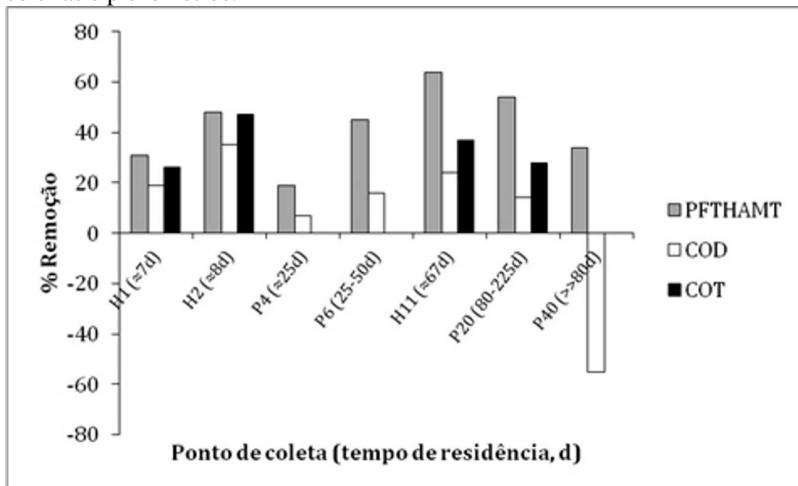


Figura 4.17: Comparação entre a remoção do PFTAMT, COD e COT.

4.6.4 Mudança do caráter da MON durante a infiltração no subsolo

Os resultados, apresentados anteriormente, indicam uma clara mudança de caráter da MON. Essa mudança pode ser demonstrada mediante os resultados dos parâmetros UV-254 e SUVA, apresentados na Tabela 4.8. A diminuição dos valores de UV-254 evidencia uma leve redução de material do tipo húmico, resultante da mudança do caráter da

MON ou da diminuição da MON, demonstrado pelo abaixamento dos valores de COD.

O parâmetro SUVA, no caso do sistema de piezômetros, mostrou uma leve tendência à diminuição, ao passar pelo subsolo até atingir P20 e P40. Esse evento evidencia uma redução das substâncias aromáticas, reconhecidas como precursoras de TAM.

No sistema de colunas, foi observado um leve aumento do SUVA, nos primeiros centímetros de infiltração (H2), evidenciando a rápida remoção de material hidrofílico formado, principalmente, por material alifático de pouca absorção de luz ultravioleta. Posteriormente, os dados de SUVA, na coluna, sofreram a interferência do íon ferro, impossibilitando a correta leitura. Entretanto, esperava-se diminuição do parâmetro, assim como no sistema de piezômetros.

Essa redução, nos primeiros centímetros de infiltração do material alifático, pertencente à zona aeróbica, foi observada por Grünheid, Amy e Jekel (2005), conforme mencionado na Seção 2.2.7. As observações anteriores mostram que, durante a infiltração, são reduzidos tanto materiais tipo hidrofílico quanto hidrofóbico ou húmico. Este comportamento foi observado em outros locais de FM (Weiss *et al* 2003; Grünheid, Amy e Jekel 2005).

Tabela 4.8: Variação do caráter da MON durante a infiltração nos sistemas de colunas e piezômetros

Parâmetro	AB Colunas		AB Piezômetros		
	H2	P20	P40		
UVA ₂₅₄ (m-1)	7,7±0,1 1 (7,3-7,9)	6,0±0,1	7,8±1,5 (6,7-1,0)	5,5±0,3	9,1±2,2
SUVA (m-1*mg-1*L)	1,8±0,3 3 (1,4-2,1)	2,2±0,4 (1,7-2,5)	2,3±0,2 (2,0-2,4)	1,9±0,8 (1,3-3,1)	1,5±0,5 (1,1-2,2)

Presume-se a presença de material hidrofílico e hidrofóbico, na Lagoa, devido às altas concentrações de fitoplâncton e à vegetação ao redor da Lagoa, respectivamente. Dessa forma, torna-se evidente a viabilidade da FM para a remoção desse tipo de MON da Lagoa do Peri.

No entanto, faz-se necessária, realizar uma estimativa da capacidade da FM em remover MON na Lagoa. Baseado nos resultados anteriores, exibir-se-á na seguinte seção, uma aproximação quanto às características de atenuação da MON removida nos sistemas apresentados anteriormente e as possibilidades de aumentar a sua remoção; mediante o modelo de Schoenheinz (2004), descrito na seção 2.2.4.3.

4.6.5 Modelagem da remoção da MON e dos precursores de TAM no sistema de colunas

A atenuação da MON, durante o percurso no subsolo, pode ser descrita mediante o modelo de um reator tubular, com uma cinética de primeira ordem. Schoenheinz (2004) assume a biodegradação como o fator principal da redução da MON no subsolo e a descreve por quatro frações: facilmente, moderadamente, levemente e não degradável durante o percurso pelo subsolo (Equação 2.2).

Segundo a equação, cada fração precisa de um determinado tempo para a sua degradação, ao qual corresponde uma constante de degradação, λ_i específica. O tempo de residência (t_α) para remover uma fração de COD (α) pode ser estimado a partir da equação da cinética de primeira ordem, para um reator tubular:

$$t_\alpha = -\ln(1-\alpha) / \lambda \quad (4.1)$$

Os valores de λ_i para as frações da MON facilmente, moderadamente e levemente degradáveis tem valores de $\lambda \geq 10^{-1} \text{dias}^{-1}$, entre 10^{-1}dias^{-1} - 10^{-2}dias^{-1} e de 10^{-3}dias^{-1} , respectivamente. Assim, aplicando tais valores e uma estimativa de remoção de 95% de cada fração, pode-se estimar o tempo de contato requerido para a remoção dessa fração. Por exemplo, na fração da MON facilmente degradável, são necessários 30 dias de percurso:

$$t_\alpha = -\ln(1-0,95) / 0,1 \quad (4.2)$$

De mesma forma, substituindo os valores de λ , a fração moderadamente degradável necessitaria de entre 30 e 300 dias e os levemente degradáveis, de até 3000 dias. MON, com constantes de biodegradação menores do que 10^{-2}dias^{-1} , são consideradas não

degradáveis, segundo os valores de retenção típicos nos sistemas de FM (SCHOENHEINZ, 2011).

Admitindo os dados anteriores, no sistema de colunas, pode-se avaliar as duas primeiras frações, reordenando a equação 2.2:

$$c_T(t) = c_{D1} e^{-\lambda_1 t} + c_{D2} e^{-\lambda_2 t} + c_{ND} \quad (4.3)$$

Onde, c_T indica a concentração do COD no tempo T , c_{D1} e c_{D2} as concentrações das frações hipotéticas: facilmente e moderadamente degradáveis; λ_1 e λ_2 as constantes de degradação de ambas as frações de COD; e c_{ND} a fração remanescente não degradada, nas condições do experimento.

A equação 4.3 foi aplicada aos dados obtidos durante duas amostragens, no mês de setembro 2011, com uma concentração média de COD de 3,8 mg/L da água bruta e sem aparente desorção/dissolução de COS na coluna. Conforme a Figura 4.18 os valores obtidos refletem o modelo proposto:

$$c_T(t) = 1,8 e^{-1,8t} + 0,2 e^{-0,03t} + 1,8 \quad (4.4)$$

A equação indica que 1,63 mg/L do COD é facilmente degradável, com uma constante de degradação média de 1,8 dias⁻¹, a seguinte fração de COD de 0,2 g/L é moderadamente degradável, com uma constante de 0,03 dias⁻¹ e finalmente fica a fração não degradável no tempo de percurso da coluna de 1,8 mg/L.

Aplicando a equação 4.1 percebe-se que, para essas constantes de degradação, o material facilmente degradável foi degradado em 95%, em um tempo menor que 2 dias de percurso e que, para o material moderadamente degradável, seriam necessários, aproximadamente, 100 dias.

Os valores das constantes ficaram entre dois valores esperados para ambas as frações. Gruenheid; Huebner e Jekel (2008) reportaram constantes de degradação superiores a 2,77 para λ_1 e 0,075 dias⁻¹ para λ_2 , em experimentos realizados utilizando-se água do Lago Tegel – Berlin, nas condições aeróbicas e temperatura controlada de 25°C. Além da diferença nas características da água dos dois mananciais, as temperaturas de 15-20°C, durante a época de amostragem e o rápido consumo de oxigênio, explicam os valores menores nas constantes de

degradação, obtidas nos sistema de colunas com relação aos reportados no Lago Tegel.

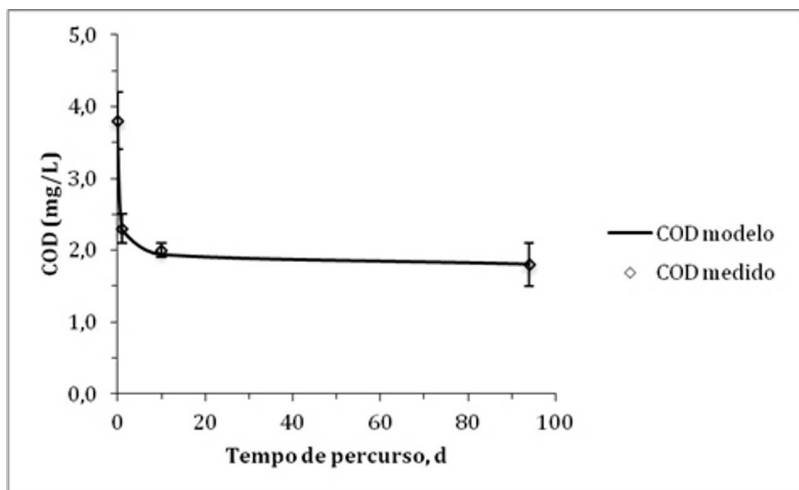


Figura 4.18: Modelagem da remoção de precursores de TAM no sistema de colunas durante setembro 2011 (N=2).

Da mesma forma, o modelo foi aplicado aos valores obtidos para o PFTAMT, na coluna. Neste caso, somente foi possível a aplicação nos dados dos meses mais quentes e considerando os valores de PFTAMT no ponto H1, antes de iniciar a infiltração.

Durante os meses mais frios o PFTAMT não foi avaliado nesse ponto, assim não foi possível realizar aplicação do modelo à infiltração. Durante os meses mais quentes, o PFTAMT da água bruta foi de $525 \pm 27 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$ e no ponto H1 foi reduzido, devido à sedimentação e provável biodegradação na coluna de água, até $364 \pm 58 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, a partir desse ponto e até a saída foi modelado por:

$$c_T(t) = 88 e^{-4,5t} + 86 e^{-0,07t} + 190 \quad (4.6)$$

A equação 4.6 e Figura 4.19 mostram que dos $364 \pm 58 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$ que iniciam a infiltração, $88 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$ relacionados com a fração facilmente degradável, são removidos com uma constante de degradação de $4,5 \text{ dias}^{-1}$.

A seguinte fração de $86 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$ é removida com uma constante de degradação de $0,07 \text{ dias}^{-1}$ até a saída do sistema, ficando

190 $\mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$ não degradáveis. Além disso, aplicando a fórmula 4.1, nesses valores de constantes, observa-se que, depois de menos de 1 dia de contato, foram removidos 95% da fração precursora de TAM, relacionada à MON facilmente degradável e que, a fração relacionada aos precursores moderadamente degradáveis foi removida em 60 dias de infiltração.

Tanto os valores das constantes quanto os tempos de remoção indicam uma velocidade de redução de precursores de TAM maiores do que de COD (vide equação 4.4). No entanto, durante os meses mais quentes a atividade microbiana é maior que a menores temperaturas. A remoção dos precursores de TAM é favorecida em relação ao COD total e, possivelmente, os valores das constantes de remoção de precursores são maiores aos das constantes de remoção de COD.

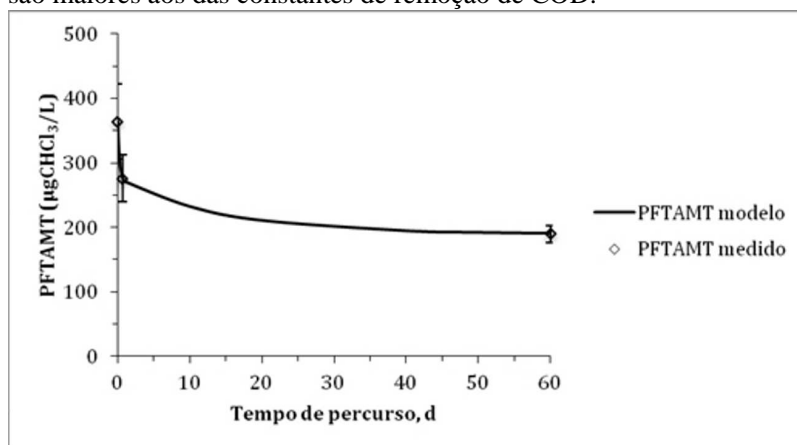


Figura 4.19: Modelagem da remoção de precursores de TAM no sistema de colunas, durante o período outubro/fevereiro 2011 (N=3).

Considerando que, durante a infiltração na coluna, as condições foram anóxicas, mais lentas que nas condições aeróbias, e, a possibilidade de estar ocorrendo, simultaneamente, dessorção/dissolução de MON na coluna, foi realizado o experimento TF. Este método garante condições aeróbias e menor concentração de carbono orgânico na pedra pomes (0,024%), usada no TF, inferior ao valor no sedimento (0,10-0,15%), reduzindo assim o efeito de dessorção/dissolução.

Dessa forma, a fração facilmente degradável na água da Lagoa foi determinada utilizando o TF. Essa fração pode ser representada mediante a equação :

$$c_T(t) = c_{D1} e^{-\lambda_1 t} + c_{ND} \quad (4.7)$$

Onde c_T indica a concentração no tempo T , c_D a concentração da hipotética fração facilmente degradável, c_{ND} a concentração de COD não degradável e λ_1 a constante de degradação.

Aplicando a Equação 4.7, nos dados da Figura 4.20 e resolvendo por regressão não linear, obtém-se:

$$c_T(t) = 2,4 \cdot (e^{-0,38t} - 1) + 2,6 \quad (4.8)$$

O modelo indica que 2,4 mg/L do COD é degradável com uma constante de degradação média de 0,38 dias⁻¹ e que os restantes 2,6 mg/L de COD são não degradáveis, durante o tempo de contato de 22,3 dias. Novamente, aplicando a equação 4.1 indica-se que 95% do COD dessa fração foi removido em 8 dias, mostrando que, no tempo do experimento, foi consumida toda a MON facilmente degradável.

Porem, neste caso, a velocidade de degradação é menor que no caso das colunas onde é espera-se uma maior atividade microbiana. O valor da constante de degradação concorda com o valor esperado para a fração da MON, facilmente biodegradável. Schoenheinz; Börnick e Worch (2005) obtiveram uma constante de degradação de 0,6 dias⁻¹, na temperatura de 25°C, utilizando água do rio Elbe, em Dresden, Alemanha.

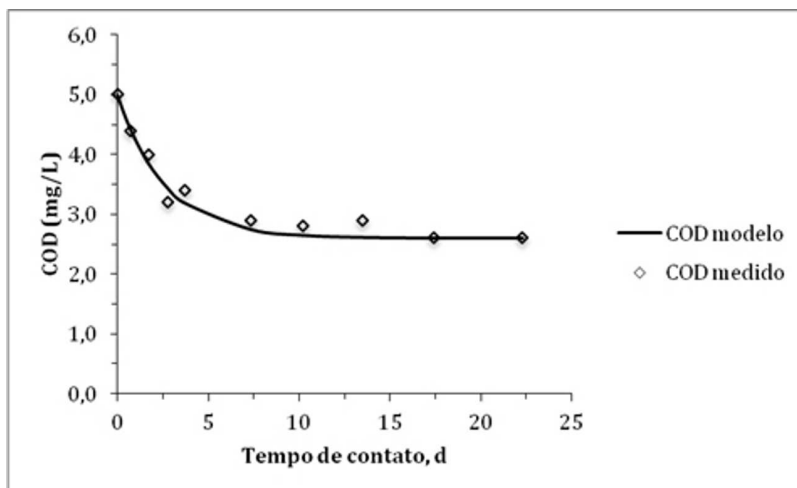


Figura 4.20: Modelagem da degradação da fração de MON facilmente degradável da água da Lagoa do Peri no sistema TF ($T=21^{\circ}\text{C}$).

A Tabela 4.9 resume os resultados de vários experimentos TF realizados. O valor de COD não degradável, C_{ND} , ficou entre 2,6 e 3,1 mg/L, o que poderia indicar, no caso de maiores concentrações de COD inicial (total na água bruta), uma maior concentração de COD degradável. Adicionalmente, os valores de SUVA aumentaram, após a degradação, da mesma forma que foi observado na coluna, nos primeiros centímetros de infiltração, vide Tabela 4.8.

Isso indica uma redução preferencial de materiais hidrofílicos alifáticos de origem predominantemente autóctone (algas, por exemplo). No caso da primeira e última amostra, ambas dois com COD acima de 5 mg/L, a diferença de SUVA inicial e final é maior que nos outros casos, confirmando que a diferença de COD inicial foi devido a uma maior concentração de material autóctone de baixa SUVA.

Além disso, deve-se considerar que essas amostras foram coletadas em épocas mais quentes, onde o crescimento de fitoplâncton na Lagoa é favorecido (Hennemann e Petrucio, 2011).

Tabela 4.9: Resultados da modelagem e o experimento TF para o COD facilmente degradável da Lagoa do Peri

Data coleta	Tempo contato (d)	COD inicial (mg/L)	COD C_{D1} (mg/L)	COD C_{ND} mg/L	λ d⁻¹	SUVA inicial (L m⁻¹mg⁻¹)	SUVA final (L m⁻¹mg⁻¹)
19/3/09	22.28	5.00	2.40	2.60	0.38	1.36	1.73
21/7/09	3.65	4.04	0.95	3.09	0.7	1.72	1.91
29/8/09	5.00	3.67	0.97	2.70	1.0	1.83	2.06
9/11/11	5.06	5.74	2.61	3.13	1.5	1.26	1.67

A mudança do PFTAMT, no TF, foi determinada utilizando-se valores obtidos a partir da última amostra da tabela anterior. O comportamento pode ser observado na Figura 4.21 e representado pela equação:

$$c_T(t) = 180 e^{-2t} + 200 \quad (4.9)$$

Onde a fração facilmente degradável contribuiu com $180 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, baixo uma constante de degradação de 2 dias^{-1} , levemente maior que no caso do COD para a mesma amostra. Neste caso, 95% do PFTAMT foi removido em menos de 2 dias de contato. O experimento também indica que após 5 dias de contato, ficaram precursores de TAMs equivalentes a $200 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$.

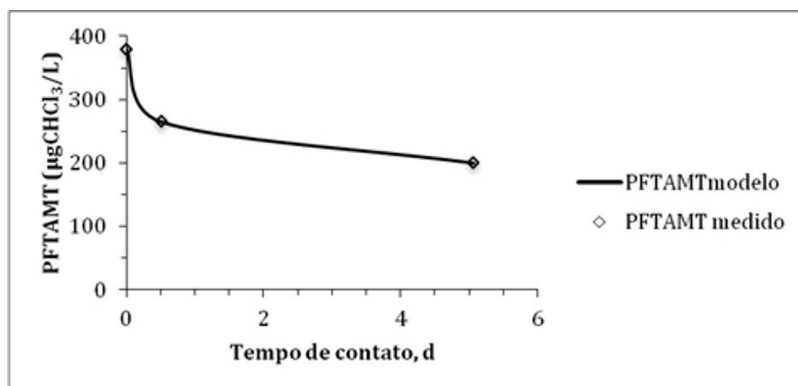


Figura 4.21: Modelagem da remoção de precursores de TAM da fração de MON facilmente degradável da água da Lagoa do Peri no sistema TF ($T=25^{\circ}\text{C}$).

Os resultados da modelagem indicam que a MON e o PFTAMT da água da Lagoa são removidos seguindo o modelo proposto por Schoenheinz (2004), onde, primeiramente, é removida a fração facilmente degradável, nos primeiros dias de contato e, posteriormente, a fração moderadamente degradável, que necessita mais tempo de contato.

Após removida, a fração facilmente degradável ficou em torno de $2,61\text{-}3,1 \text{ mg/L}$ para o TF; enquanto para o sistema de colunas, ficaram em torno de $2,0 \text{ mg/L}$, em ausência de dessorção/dissolução da MON.

Em ambos os casos, o valor correspondente de PFTAMT esteve ao redor de $200 \mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$. Posteriormente, o experimento em colunas

permitiu observar a degradação de uma fração de COD menor, correspondente à MON moderadamente degradável. O valor correspondente de COD foi de, aproximadamente, 0,2 mg/L, ficando o residual não degradável em torno 1,8 mg/L. A quantidade de PFTAMT, relacionada com essa quantidade de COD não degradada, é cerca de 113 $\mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$.

Na presença do fenômeno de dessorção, a quantidade de COD e o PFTAMT, que encontra-se após os primeiros metros de residência, são próximos de 4,0 mg/L e 270 $\mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$, respectivamente. No caso da coluna, não foi observado uma posterior remoção de COD, que, inclusive, aumentou até 4,6 mg/L; porém, no PFTAMT, obteve-se uma redução, chegando em torno de 200 $\mu\text{gCHCl}_3/\text{L}$. Esse mesmo valor médio foi obtido no sistema de piezômetros no poço P20.

Em geral, observa-se que um tempo de contato de, cerca de 80 dias, é suficiente para obter a total remoção de COD facilmente degradável e acima de 90% da fração moderadamente degradável.

Considerar um aumento da distância/tempo seria tentar remover a fração lentamente degradável que, segundo Schoenheinz (2011), é praticamente não degradável. Esse aumento de distância/tempo de percurso no sistema de piezômetros poderia estar relacionado a um aumento da diluição, mas no sistema de piezômetros, da Lagoa, resultaria na influência da água alagada rica em MON, provocando um aumento no COD e no PFTAM, conforme os respectivos valores no P20 e no P40 (Figura 4.11), sem descartar a possível influência da cunha salina, devido ao aumento na proximidade do mar.

4.7 COMPARAÇÃO ENTRE A FM E A FD

A água da Lagoa, tratada por filtração direta, foi igualmente monitorada durante o período de estudo no sistema de piezômetros (maio – julho 2011). Os dados da Tabela 4.10 indicam uma remoção de 57% a 60% nos parâmetros cor aparente e turbidez, neste sistema.

No entanto, a redução utilizando a FM foi superior a 90% em ambos os parâmetros. O anterior ocorre, principalmente, porque no sistema de filtração direta, os processos de remoção são basicamente coagulação/floculação e filtração mecânica. Na FM, existem processos de filtração, adsorção, precipitação, biodegradação, entre outros. Todavia, conforme reportado por Dash *et al* (2008), comparando um sistema de FM a um sistema de filtração rápida na Índia, a diferença pode ser devido, principalmente, às diferenças na velocidade de

filtração, tempo de detenção da água e às características granulométricas do material filtrante.

Nos outros parâmetros, como alcalinidade, condutividade e dureza a água obtida por FD apresenta características similares às da água bruta. Já, no caso da água filtrada em margem a erosão e contato durante o transporte pelo subsolo, formado por sedimentos marinhos, gera um aumento nos parâmetros mencionados.

O sistema de filtração direta, utilizado na ETA da Lagoa, necessita de produtos químicos (coagulantes) para operar e a limpeza dos filtros é realizada diariamente.

Ao contrário, no caso de adaptar um sistema de FM, o uso de produtos químicos seria desnecessário e a limpeza da zona de infiltração no fundo da Lagoa seria de forma natural. Uma possível desvantagem da FM pode-se derivar das características anóxicas da água obtida por FM, gerando a necessidade de uma etapa posterior de aeração e filtração. Essa seguinte etapa do tratamento poderia ser realizada aproveitando os sistemas existentes na ETA e não faria necessária a adição de produtos químicos, além de ter as carreiras de filtração (tempo de filtração sem necessidade de lavar o filtro) prolongadas.

Quanto aos parâmetros de MON e PFTAMT, a Tabela 4.11 mostra que a FD foi mais eficiente na remoção de COD e COT, porém, conforme mencionado na seção 4.6.1, os valores da água bruta referentes à data de amostragem poderiam ser maiores e, portanto, a remoção relativa no P20 é melhor.

No entanto, a redução de PFTAMT indica uma remoção de precursores de TAM levemente maior na água do poço. Esse tipo de comparação de tratamentos, utilizando o mesmo manancial, foi reportado por Weiss *et al* (2003b) em três sistemas de FM nos Estados Unidos. Nesse caso, foi comparada a efetividade da FM com um sistema de bancada (jar teste) de coagulação/floculação, sedimentação e filtração em membrana de fibra de vidro de 0,45 μm . Assim, este é o único estudo que o autor conhece onde a efetividade da FM foi comparada com um sistema de grande porte em quanto a remoção de MON e precursores de TAM.

No estudo de Weiss *et al* (2003b), a remoção pelo tratamento piloto esteve entre 20 e 50% para COD e COT e entre 40 e 55% para precursores como PFTAMT. Já, os sistemas de FM mostraram uma remoção de COD e COT entre 30 e 70% e de precursores de PFTAMT entre 50 e 75%.

Tabela 4.10: Comparação entre a qualidade da água produzida por FD e FM na Lagoa do Peri.

Parâmetros	Água Lagoa	FM	FD	PORTARIA No- 2.914 (BRASIL, 2011)
Turbidez (uT)	6,70 ^a ±0,89 ^b	0,19±0,07	2,69±0,01	0,5 ^c /1,0 ^d /5 ^e
Cor Aparente (uH)	90±3	6±3	39±6	15
Condutividade (µS/cm)	64±4	235±10	66±2	
pH	7,38±0,64	7,86±0,13	5,97±0,06	
Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	7,4±0,27	105±5	6,7±3,8	
Dureza total (CaCO ₃ mg/L)	11±0,8	96±8	19±12	500
Dureza Cálcio (CaCO ₃ mg/L)	7,8±3,1	85±4,7	8,8±2,8	
Dureza Magnésio (CaCO ₃ mg/L)	4,2±2,6	10±10	12±12	

^a Média. ^b Desvio padrão. ^c Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta). ^d Filtração lenta. Desinfecção para águas subterrâneas. ^e Padrão organoléptico N.D.: Não detectado. N.A.: Não Analisado.

Quanto à mudança do caráter da MON, os valores de SUVA indicam uma remoção semelhante de material húmico para ambos os tratamentos. Isso é previsível, já que, durante a FM, esse tipo de material é removido e, na coagulação, relata-se o favorecimento da remoção de substâncias húmicas (Edzwald e Tobiason 1999). Além disso, a água da ETA apresenta material menos reativo, como indicam os valores de reatividade relativa, representados pelo PFTTAMTE.

Tabela 4.11: Capacidade da FM no sistema de piezômetros e da FD para a remoção de MON e PFTAM

Tipo de Água Parâmetros	AB	P20	% Remoção	ETA	% Remoção
COD (mg/L)	4,2±0,9	3,6±1,6	14	2,7±0,5	36
COT (mg/L)	6,0±0,7	4,3±1,7	28	3,2±1,0	47
UV-254nm (m ⁻¹)	7,8±1,5	5,5±0,3 (5,2–6,0)	29	5,0±1,9	36
SUVA (L m ⁻¹ mg ⁻¹)	2,3±0,2	1,9±0,8	17	2,1±0,5	9
PFTAMT (µg CHCl ₃ /L)	410±75	195±42	52	237±104	42
PFTAMTE (µg CHCl ₃ /L)	73±16	51±30	-	41±27	-

Outro aspecto importante a se estudar é a remoção de MON biodegradável, responsável pelo crescimento de microrganismos nos sistemas de distribuição. Conforme discutido na seção anterior, durante a FM, foram removidas as frações facilmente degradáveis e moderadamente degradáveis, evidenciando a efetividade da tecnologia para remover esse tipo de material. Por enquanto, a FD pode remover efetivamente a MON biodegradável, após aclimação do sistema (Edzwald e Tobiasson 1999). Uma forma de se verificar quanto material biodegradável foi removido, após o tratamento, é mediante o sistema TF. Assim, o TF foi alimentado com água não clorada dos filtros da ETA.

Os resultados do experimento de TF na água da Lagoa, após de passar pelo tratamento na ETA, são apresentados na Figura 4.22. Inicialmente, a água bruta da Lagoa, apresentava, aproximadamente, 5,8 mg/L de COD e ,após o tratamento por FD, 4,2 mg/L; indicando que a FD conseguiu remover aproximadamente 1,5 mg/L de CODB da água da Lagoa.

Posteriormente, durante o experimento TF foi consumido, aproximadamente, 1,8 mg/L de COD facilmente biodegradável, mostrando, assim, que a FD não removeu todo COD biodegradável.

Contrariamente ao mencionado no parágrafo anterior, após a FM, todo o COD facilmente e moderadamente biodegradável foi removido, durante a simulação de FM na coluna; o que confirma ao potencial da FM a produção de água biologicamente estável, conforme observações de Kuehn e Mueller, (2000).

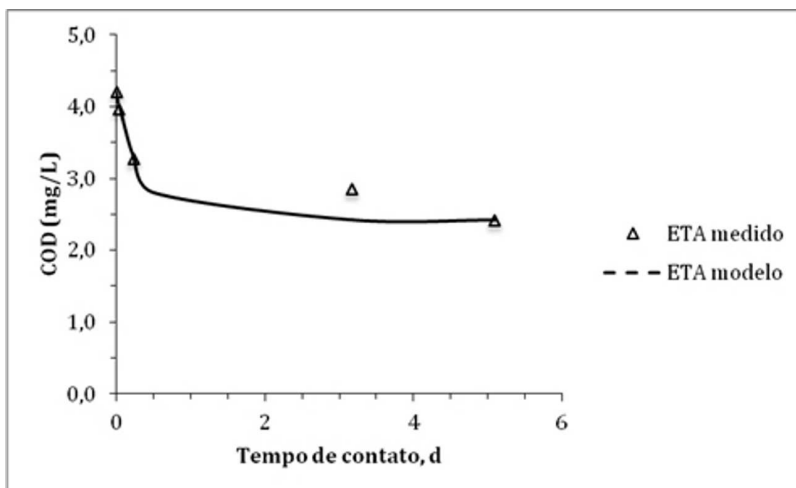


Figura 4.22: Modelagem da remoção da fração da MON facilmente degradável na água da Lagoa do Peri tratada por filtração direta.

5 CONCLUSÕES

O fundo da Lagoa e o aquífero, adjacente da região leste da Lagoa do Peri, estão localizados em uma formação arenosa do tipo depósito litorâneo, que permite a conexão hidráulica entre a água superficial e a água subterrânea local. Esse tipo de característica e a profundidade do aquífero são semelhantes às encontradas em regiões com alto potencial para a FM.

A qualidade da água da Lagoa do Peri é substancialmente melhorada nos primeiros centímetros de infiltração. No entanto, conforme aumenta a distância/tempo de percurso no subsolo, a qualidade fica comprometida pela formação de condições redutoras.

As condições redutoras, durante a FM na Lagoa do Peri, são intensificadas com o aumento sazonal da temperatura e a maior produção de material autóctone, durante essa época. Adicionalmente, às condições redutoras foram mantidas durante todo o percurso até o poço devido à pouca capacidade de recarga e ao baixo bombeamento que evitaram a re-oxigenação da água no subsolo.

A remoção de MON e precursores de formação de TAM durante a infiltração, é realizada, principalmente, nos primeiros dias de infiltração, conforme demonstrado pelo estudo em colunas. No entanto o COS, presente no subsolo, pode ser dessorvido/dissolvido, diminuindo o potencial de redução de MON na FM. Este efeito é intensificado com o aumento sazonal da temperatura.

Os precursores de formação de TAM são removidos de maneira preferencial, em relação à totalidade da MON, durante a FM na Lagoa do Peri, indicando, assim, a mudança do caráter da MON para água com MON menos reativa ao cloro.

A atenuação da MON e dos precursores de formação de TAM, na água da Lagoa do Peri, no percurso pelo subsolo, foi representada por um modelo de cinética de primeira ordem, de um reator tubular. Mediante a aplicação desse modelo é possível concluir que a redução da fração de MON hipoteticamente facilmente degradável é atingida em menos de 2 dias; e uma segunda fração moderadamente degradável requer menos de 100 dias de percurso, para a sua remoção.

Ao desenhar um sistema de FM na Lagoa do Peri, o tempo de percurso recomendado pela capacidade da FM, no local, deveria ser ao menos de 100 dias. Um aumento do tempo/distância de percurso seria para reduzir uma terceira fração lentamente degradável, que no sentido prático é não degradável, e consequentemente não mudaria consideravelmente a remoção atingida neste estudo.

A FM mostrou-se superior à filtração direta em termos de remoção do material particulado e dissolvido, como evidenciaram os parâmetros turbidez e cor aparente. Além disso, a FM apresenta a vantagem da remoção de MON biodegradável, produzindo água biologicamente estável.

No entanto a mudança nas condições redox, durante a FM, apresenta-se como desvantagem. Porém, considerando a necessidade de uma etapa de tratamento posterior, consistente em aeração e filtração, o uso da infraestrutura existente do sistema de FD, como pós-tratamento, mostra-se como uma melhor opção na melhoria da qualidade de água para abastecimento, produzida na Lagoa do Peri.

A aplicação da FM, na Lagoa do Peri, apresenta-se como uma alternativa viável. A instalação de uma galeria de poços deve-se realizar de forma progressiva, que permita o monitoramento constante das condições geo-hidráulicas e a qualidade da água obtida. Dessa forma, qualquer mudança das condições esperadas poderia ser considerada no desenho das seguintes etapas do sistema de FM.

RECOMENDAÇÕES

A partir da experiência, adquirida na execução deste estudo, recomenda-se:

Na aplicação da FM em novo local, realizar uma pesquisa prévia da informação referente ao tipo de formação geológica e disponibilidade de água no local. Para isto, no caso do Brasil, o uso do Mapa de Domínios/Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil é uma ferramenta muito importante. Porém, deve-se usar com cautela, devido a escala pequena do mapa.

Realizar, em local identificado com potencial para aplicação FM, testes do tipo granulométrico, conteúdo de matéria orgânica, condutividade hidráulica no fundo do manancial, superfície do solo e no aquífero, para determinar a viabilidade do projeto. Essa informação é de vital importância no desenvolvimento de modelos, que permitam realizar estimativas de tempo de percurso e produção de água.

Utilizar sistemas do tipo TF e de colunas, com intuito de determinar as constantes de biodegradação da MON e, assim, estimar o tempo mínimo de percurso, requerido para obter água biologicamente estável e calcular a distância da margem do manancial, adequada para instalar os poços. Deve-se salientar que este tipo de experimento pode ser realizado a fim de avaliar a capacidade da FM, de maneira a remover outro tipo de contaminantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **Poços de monitoramento de águas subter- râneas em aquíferos granulares — Parte 1: Projeto e construção ABNT 15495-1:2007**. São Paulo, 2007.

AIKEN, G. **Organic Matter in Ground Water**. (G. R. Aiken & E. L. Kuniansky, Eds.)U.S. Geological Survey Artificial Recharge Workshop Proceedings.**Anais...** Sacramento, California: U.S.G.S. Disponível em: <<http://water.usgs.gov/ogw/pubs.html>>. , 2002

AMY, GARY; CHADIK, P.; CHOWDHURY, Z. Developing models for predicting trihalomethane formation potential kinetics.**Journal AWWA**, v. 79, n. 7, p. 89-97, 1987.

ANA. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado**. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape. , 2010

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 2005.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. 2th. ed. London: CRC Press, 2010. p. 649

ASTM. **Low-Flow Purging and Sampling for Wells and Devices Used for Ground-Water Quality Investigations ASTM D 6771-02**. Pennsylvania: ASTM International. , 2002

ASTM. **Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils ASTM D422-63** . Pennsylvania: ASTM International. , 2003

ASTM. **Standard Practice for Design and Installation of Ground Water Monitoring Wells ASTM D 5092-04**. . Pennsylvania: ASTM International. , 2004

ASTM. **Standard Guide for Development of Groundwater Monitoring Wells in Granular Aquifers ASTM D 5521-05**. . Pennsylvania: ASTM International. , 2005

BODZEK, M.; WANIEK, A.; KONIECZNY, K. Pressure driven membrane techniques in the treatment of water containing THMs. **Desalination**, v. 147, n. 1-3, p. 101-107, set 2002.

BOLTO, B.; DIXON, D.; ELDRIDGE, R.; KING, S. Removal of THM precursors by coagulation or ion exchange. **Water Research**, v. 36, n. 20, p. 5066-5073, dez 2002.

BOURG, A. C. M.; BERTIN, C. Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. **Environmental science & technology**, v. 27, n. 4, p. 661-666, abr 1993.

BOURG, A. C. M.; KEDZIOREK, M. A. M.; DARMENDRAIL, D. Organic matter as the driving force in the solubilization of Fe and Mn during riverbank filtration. In: RAY, C. (Ed.). **Riverbank Filtration: Understanding contaminant biogeochemistry and pathogen removal**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2002. p. 43-54.

BRASIL. Portaria n. 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Brasil: Diário Oficial da União. , 2011

BUDZIAK, D.; CARASEK, E. Determination of Trihalomethanes in Drinking Water from Three Different Water Sources in Florianopolis–Brazil using Purge and Trap and Gas Chromatography. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 18, n. 4, p. 741-747, 2007.

BÖRNICK, H.; EPPINGER, P.; GRISCHEK, T.; WORCH, E. Simulation of Biological Degradation of Aromatic Amines in River Bed Sediments. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 619-624, fev 2001.

CAMACHO, A. **Evaluation of the Existing Performance of Infiltration Galleries in Alluvial Deposits of the Parapeti River**. (G. Melin, Ed.)The second international riverbank filtration conference. **Anais...** Cincinnati, Ohio: NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE. , 2003

CHIARANDA, H. **Alterações biogeoquímicas em águas subterrâneas impactadas por biodiesel de soja e misturas de diesel/biodiesel (B20)**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

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 consequences**. Berlin: Springer-Verlag, 2001. p. 226-228.

COLLINS, M. R.; AMY, G. L.; STEELINK, C. Molecular weight distribution, carboxylic acidity, and humic substances content of aquatic organic matter: implications for removal during water treatment. **Environmental science & technology**, v. 20, n. 10, p. 1028-32, 1 out 1986.

CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapa de Domínios e subdomínios hidrogeológicos do Brasil**. . [Rio de Janeiro], 2007. Ministerio de Minas e Energia.

CRITTENDEN, J.; TRUSSEL, R.; HAND, D.; HOWE, K. **Water Treatment - Principles and Design**. 2 Ed. ed. [S.l.]: Wiley & Sons, 2005.

DASH, R. R.; MEHROTRA, I.; KUMAR, P.; GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**, v. 16, n. 6, p. 1089-1099, 7 maio 2008.

ECKERT, P.; IRMSCHER, R. Over 130 years of experience with Riverbank Filtration in Düsseldorf, Germany. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, v. 55, n. 4, p. 283-291, nov 2006.

EDZWALD, J.; TOBIASON, J. Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 9, p. 63-70, 1999.

FABRIS, R.; CHOW, C. W. K.; DRIKAS, M.; EIKEBROKK, BJØRNAR. Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. **Water research**, v. 42, n. 15, p. 4188-96, set 2008.

FARNSWORTH, C. E.; HERING, J. G. Inorganic geochemistry and redox dynamics in bank filtration settings. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 12, p. 5079-87, 15 jun 2011.

FAUST, S.; ALY, O. **Chemistry of Water Treatment**. 2 ed. Washington D.C.: Lewis Publishers, 1998. p. 581

GARCIA, I. **Removal of natural organic matter by enhanced coagulation in Nicaragua**. 2005. 68 f. Licentiate Thesis [S.l.]: Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 2005.

GERLACH, M.; GIMBEL, R. Influence of humic substance alteration during soil passage on their treatment behaviour. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 9, p. 231-240, 1999.

GOPAL, K.; TRIPATHY, S. S.; BERSILLON, J. L.; DUBEY, S. P. Chlorination byproducts, their toxicodynamics and removal from drinking water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 140, n. 1-2, p. 1-6, 9 fev/2007.

GRELLMANN, C. **Aspectos da morfologia e ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

GRISCHEK, T.; HISCOCK, K. M.; METSCHIES, T.; DENNIS, P. F.; NESTLER, W. Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany. **Water Research**, v. 32, n. 2, p. 450-460, fev 1998.

GRISCHEK, T.; RAY, C. Bank filtration as managed surface-groundwater interaction. **International Journal of Water**, v. 5, n. 2, p. 125-139, 2009.

GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; JASPERSE, J. L.; STOWE, S. M.; COLLINS, M.R. **What is an appropriate site for RBF?** (P. Fox, Ed.) Management of Aquifer Recharge for Sustainability. **Anais...** PHOENIX, ARIZONA USA: Acacia Publishing Incorporated. , 2007

GRUENHEID, S.; HUEBNER, U.; JEKEL, M. Impact of temperature on biodegradation of bulk and trace organics during soil passage in an indirect reuse system. **Water science and technology**, v. 57, n. 7, p. 987-94, jan 2008.

GRÜNHEID, STEFFEN; AMY, GARY; JEKEL, MARTIN. Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. **Water research**, v. 39, n. 14, p. 3219-28, set 2005.

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**. Lisse: Swets and Zeitlinger, 2002. p. 175-179.

GUNKEL, G. Bank filtration- an efficiency eco-technology in raw water treatment. In: SENS, M. L.; MONDARDO, R. I. (Eds.). **Science and technology for environmental studies. Experiences from Brazil, Portugal and Germany**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010. p. 165-177.

GUNKEL, G.; HOFFMANN, A. Bank filtration of rivers and lakes to improve the raw water quality for drinking water supply. In: GERTSEN, N.; SØNDERBY, L. (Eds.). **Water Purification**. New York: Nova Science Publishers, Inc., 2009. p. 137-169.

HACH. **Hach DR/2010 Spectrophotometer procedures manual**. USA: Hach Company , 2000.

HACH. **DR/4000 Spectrophotometer procedures manual**. USA: Hach Company , 2003.

HACH. **DR 2800 Spectrophotometer. procedures manual**. USA: Hach Company , 2007.

HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in

Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 181, p. 347-361, 2011.

HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration. **Journal of Hydrology**, v. 266, p. 139–144, 2002.

HOEHN, R.; BARNES, D.; THOMPSON, B. *et al.* Algae as sources of trihalomethane precursors. **Journal AWWA**, v. 72, n. 6, p. 344-349, 1980.

HONGVE, D.; BAANN, G.; BECHER, G.; BECKMANN, O. Experiences from operation and regeneration of an anionic exchanger for natural organic matter (NOM) removal. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 9, p. 215-222, 1999.

HORNER, C.; HOLZBECHER, E.; NUTZMANN, G. **Acoupled transport and reaction model for long experiments simulating bank filtration**. . [S.l: s.n.]. Disponível em: <www.igb-berlin.de/institut/deutsch/2004/3.1.1_Horner_47_58_final.pdf>. , 2004

HSU, C. H.; JENG, W. L.; CHANG, R. M.; CHIEN, L. C.; HAN, B. C. Estimation of potential lifetime cancer risks for trihalomethanes from consuming chlorinated drinking water in Taiwan. **Environmental research**, v. 85, n. 2, p. 77-82, fev 2001.

HUREIKI, L.; CROUÉ, J. P.; LEGUBE, B. Chlorination studies of free and combined amino acids. **Water Research**, v. 28, n. 12, p. 2521-2531, dez 1994.

HÜLSHOFF, I.; GRESKOWIAK, J.; GRÜTZMACHER, G. **Relevance and Opportunities of BF to provide safe water for developing and newly-industrialised counties**. . [S.l: s.n.]. , 2009

JACANGELO, J. G.; DEMARCO, J.; OWEN, D. M.; RANDKE, S. J. Selected processes for removing NOM: an overview. **Journal AWWA**, v. 87, n. 1, p. 64-77, 1995.

JEKEL, M.; GRÜNHEID, S. Bank filtration and groundwater recharge for treatment of polluted surface waters. In: GIMBEL, ROLF; GRAHAM, N. H. D.; COLLINS, M. ROBIN (Eds.). **Recent Progress in slow sand and alternative Biofiltration processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 519-529.

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**, v. 42, n. 8, p. 2793-8, 15 abril/2008.

KIM, H.C.; YU, M.J. Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. **Water research**, v. 39, n. 19, p. 4779-89, nov 2005.

KIM, J.; KANG, B. DBPs removal in GAC filter-adsorber. **Water research**, v. 42, n. 1-2, p. 145-52, jan 2008.

KIM, M. H.; YU, M. J. Characterization of NOM in the Han River and evaluation of treatability using UF-NF membrane. **Environmental research**, v. 97, n. 1, p. 116-23, jan 2005.

KITIS, M.; KARANFIL, T.; WIGTON, A.; KILDUFF, J. E. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation. **Water Research**, v. 36, n. 15, p. 3834-3848, set 2002.

KIVIMÄKI, A.; LAHTI, K.; HATVA, T.; TUOMINEN, S.; MIETTINEN, I. Removal of organic matter during bank filtration. In: PETER, J. ET AL. (Ed.). **Artificial recharge of groundwater**. Rotterdam: Balkema, Rotterdam, 1998. p. 107-112.

KRASNER, S. Chemistry of disinfection by-product formation. In: SINGER, P. (Ed.). **Formation and control of disinfection byproducts in drinking water**. [S.l.]: American Water Works Association, 1999. p. 27-51.

KRASNER, S.; CROUE, J.; BUFFLE, J.; PERDUE, E. No Title. **Journal AWWA**, v. 88, n. 6, p. 66-79, 1996.

KUEHN, W.; MUELLER, U. Riverbank filtration an overview. **Journal AWWA**, v. 92, n. 12, p. 60-69, 2000.

LAUDARES-SILVA, R. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil.** [S.l.]: Universidade Federal de São Carlos, 1999.

LEENHEER, J. A.; CROUÉ, J.P. Peer Reviewed: Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 1, p. 18A-26A, jan 2003.

LORD, T. **Determination of trihalomethanes (THMs), trihaloacetic acids (THAAs) and other disinfection by-products (DBPs) in drinking water.** Loveland CO: Hach Company , 2004

MAENG, S. K.; SHARMA, S. K.; MAGIC-KNEZEV, A.; AMY, G. Fate of effluent organic matter (EfOM) and natural organic matter (NOM) through riverbank filtration. **Water science and technology**, v. 57, n. 12, p. 1999-2007, 2008.

MIETTINEN, I.; MARTIKAINEN, P.; VARTIAINEN, T. Húmus transformation at the bank filtration water plant. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 10, p. 179-187, 1994.

MILLER, R. E.; RANDTKE, S. J.; HATHAWAY, L. R.; DENNE, J. E. Organic carbon and THM formation potential in Kansas groundwater. **Journal AWWA**, v. 82, n. 3, p. 49-46, 1990.

MONDARDO, R. I. **Influência da Pré-oxidação na Tratabilidade das Águas Via Filtração Direta Descendente em Manancial com elevadas Concentrações de Microalgas e Cianobactérias.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à Filtração direta descendente na remoção de células de**

Cianobactérias e saxitoxinas. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

MORAWSKI, A. W.; INAGAKI, M. Application of modified synthetic carbon for adsorption of trihalomethanes (THMs) from water. **Desalination**, v. 114, n. 1, p. 23-27, dez 1997.

MÄLZER, H.; GERLACH, M.; GIMBEL, R. **Transport and fate of organic compounds during river bank filtration.** (W. Jülich & J. Schubert, Eds.)IAWR-Proceedings of International Riverbank Filtration Conference. **Anais...** Amsterdam: [s.n.], 2001

OLIVEIRA, J. **Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina-SC, Brasil.** [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

OPS/OMS. **Desinfección del agua.** . Washington D.C.: [s.n.], 1999

OWEN, DM; AMY, GL; CHOWDHURY, Z. *et al.* NOM characterization and treatability. **Journal AWWA**, v. 87, n. 1, p. 46-63, 1995.

O'MELIA, C. R.; BECKER, W.; AU, K. Removal of humic substances by coagulation. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 9, p. 47-54, 1999.

PAIVA, A. L. R. DE. **O processo de filtração em margem e um estudo de caso no rio Beberibe.** [S.l.]: Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

PARDINOUDI, V.; COLLINS, M. Assessing RBF reduction/removal mechanisms for microbial and organic DBP precursors. **Journal AWWA**, v. 92, n. 12, p. 61-71, 2007.

PLUMMER, J. D.; EDZWALD, J. K. Effect of Ozone on Algae as Precursors for Trihalomethane and Haloacetic Acid Production. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 18, p. 3661-3668, set 2001.

PULS, R. W.; BARCELONA, M. J. **Low-flow (minimal drawdown) ground-water sampling procedures EPA/540/S-95/504**. Washington D.C.: USEPA. , 1996

RABELO, L. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton em margem na Lagoa do Peri de pré-tratamento de**. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

RANDTKE, S. J. Disinfection by-product precursor removal by coagulation and precipitative softening. In: SINGER, P. (Ed.). **Formation and control of disinfection byproducts in drinking water**. Denver: American Water Works Association, 1999. p. 237-258.

RAY, C.; GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; WANG, J.; SPETH, T.A. perspective of Riverbank filtration. **Journal AWWA**, v. 94, n. 4, p. 149-60, 1 fev 2002.

RAY, C.; SCHUBERT, J.; LINSKY, R. B.; MELIN, G. Introduction. In: RAY, C.; MELIN, G.; LINSKY, R. (Eds.). **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**. Dordrecht: Kluwer Academic Publisher, 2003. p. 1-15.

RECKHOW, D. A.; SINGER, P. C. Formation and control of disinfection by-products. In: EDZWALD, J. K. (Ed.). **Water quality & treatment. A handbook on drinking water**. Sixth Edit ed. Denver: American Water Works Association, 2011. p. 19.1-19.59.

RECKHOW, D. A.; SINGER, P. C.; MALCOLM, R. L. Chlorination of humic materials: byproduct formation and chemical interpretations. **Environmental Science & Technology**, v. 24, n. 11, p. 1655-1664, nov 1990.

RIBANI, M. E. A. L. Validação de métodos cromatográficos e electroforéticos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771-780, 2004.

RODRÍGUEZ, M.; RODRÍGUEZ, G.; SÉRODES, J.; SADIQ, R. Subproductos De La Desinfección Del Agua Potable: Formación,

Aspectos Sanitarios Y Reglamentación. **Interciência**, v. 32, n. 11, p. 749-756, 2007.

RODRÍGUEZ, M.; SÉRODES, J.; LEVALLOIS, P. Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. **Water Research**, v. 38, n. 20, p. 4367-4382, 2004.

SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; KUMAR, P.; RAY, C. Potential for Riverbank filtration in India. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 13, n. 2, p. 295-316, 5 maio 2011.

SCHOENHEINZ, D. **DOC as control parameter for the evaluation and management of aquifers with anthropogenic influenced infiltration**. [S.l.]: Dresden University of Technology, 2004.

SCHOENHEINZ, D. Dissolved Organic Carbon as an Indicator Parameter for Groundwater Flow and Transport. In: RAY, CHITTARANJAN; SHAMRUKH, M. (Eds.). **Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. p. 151-168.

SCHOENHEINZ, D.; BÖRNICK, H.; WORCH, E. **Temperature effects on organics removal during river bank filtration**. (F. Luck, Martin Jekel, & I. Johnson, Eds.) Recharge systems for protecting and enhancing groundwater resources. 5th International Symposium on management of aquifer recharge ISMAR5. **Anais...** Berlin: UNESCO. , 2005

SCHUBERT, J. Significant of hydrologic aspects on RBF performance. In: HUBBS, S. A. (Ed.). **Riverbank Filtration Hydrology**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 1-20.

SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.; DALSSASSO, R.; MELHO, L. Filtração em Margem. In: PROSAB (Ed.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 173-236.

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**, v. 10, n. 4, p. 351-358, 11 jan 2008.

SHEMER, H.; NARKIS, N. Trihalomethanes aqueous solutions sono-oxidation. **Water research**, v. 39, n. 12, p. 2704-10, jul 2005.

SIMONASSI, J. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil.**[S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.

SINGER, P. Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection by-products. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 9, p. 25-30, 1999.

SKARK, C.; REMMLER, F.; ZULLEI-SEIBERT, N. Classification of riverbank filtration sites and removal capacity. In: GIMBEL, ROLF; GRAHAM, N. H.; COLLINS, M ROBIN (Eds.). **Recent Progress in slow sand and alternative Biofiltration processes.** London: IWA Publishing, 2006. p. 530-538.

STEPCZUK, C.; MARTIN, A. B.; LONGABUCCO, P.; BLOOMFIELD, J. A.; EFFLER, S. W. Allochthonous Contributions of THM Precursors to a Eutrophic Reservoir. **Lake and Reservoir Management**, v. 14, n. 2-3, p. 344-355, set 1998.

STUYFZAND, P. J. **Fate of pollutants during artificial recharge and bank filtration in the Netherlands.** (Peters, Ed.)Artificial Recharge of groundwater. **Anais...** Rotterdam: Balkema. , 1998

SUMMERS, R. S.; HOOPER, S. M.; SHUKAIRY, H. M.; SOLARIK, G.; OWEN, D. Assessing DBP yield: uniform formation conditions. **Journal AWWA**, v. 88, n. 6, p. 80-93, 1996.

THURMAN, E. M.; MALCOLM, R L. Preparative isolation of aquatic humic substances. **Environmental science & technology**, v. 15, n. 4, p. 463-6, 1 abr 1981.

TODD, D. K.; MAYS, L. W. **Groundwater Hydrology**. Third ed. [S.l.]: John Wiley & Sons, Inc., 2005. p. 652

TOMINAGA, M.; MÍDIO, A. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista de Saúde Pública**, v. 33, n. 4, p. 413-421, 1999.

USEPA. **Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual EPA-815-R-99-012**. . [S.l.: s.n.], 1999

USEPA. **Technologies and Costs Document for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule and Final Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule EPA 815-R-05-013**. . [S.l.: s.n.], 2005

UYAK, V.; TOROZ, I. Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies. **Journal of hazardous materials**, v. 141, n. 1, p. 320-8, 6 mar 2007.

VEUN, K. **Disinfection by-products precursors and formation potentials of Missouri reservoirs**. [S.l.]: University of Missouri-Columbia, 2006.

WANG, J. Riverbank filtration case study at Louisville, Kentucky. In: RAY, C; MELIN, G.; LINSKY, R. (Eds.). **Riverbank Filtration-Improving source-water quality**. Rotherdam: Kluwer Academic Publishers, 2003. p. 117-146.

WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. A. *et al*. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 20, p. 4702-4708, out 2003.

WEISS, W. J.; BOUWER, E. J.; BALL, W. P.; LECHEVALLIER, M. W. *et al*. Riverbank filtration-fate of DBP precursors and selected microorganisms. **Journal AWWA**, v. 95, n. 10, 2003.

WEISS, W. J.; BOUWER, E. J.; BALL, W. P.; O'MELIA, C. R. *et al.* Comparing RBF with bench-scale conventional treatment for precursor reduction. **Journal AWWA**, v. 95, n. 12, p. 67-68, 2003.

WEISS, W. J.; BOUWER, E. J.; BALL, W. P. *et al.* Riverbank filtration: Effect of ground passage on NOM character. **J. Water Supply: Res. Technol-AQUA**, v. 53, n. 2, p. 61-83, 2004.

WESTERHOFF, P.; CHAO, P.; MASH, H. Reactivity of natural organic matter with aqueous chlorine and bromine. **Water research**, v. 38, n. 6, p. 1502-13, mar 2004.

WILLIAMS, D. T.; LEBEL, G. L.; BENOIT, F. M. Disinfection by-products in Canadian drinking water. **Chemosphere**, v. 34, n. 2, p. 299-316, jan 1997.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. **The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World**. . [S.l: s.n.]. , 2009

ØDEGAARD, H.; EIKEBROKK, B; SSTORHAUG, R. Processes for the removal of humic substances from water – an overview based on Norwegian experiences. **Water science and technology**, v. 40, n. 9, p. 37-46, 1999.

APÊNDICE A

PROCEDIMENTO E RESULTADOS DO DESENVOLVIMENTO DOS PIEZÔMETROS

O desenvolvimento foi realizado seguindo a norma “surging” e “overpumping” descritos na norma ASTM D 5521 – 05 (ASTM, 2005). Após de varias horas de bombeamento foram realizados o testes de qualidade da água recomendados pelo National Minimum Bore Specifications Committee da Australia (Land and Water Biodiversity Committee, 2003). O teste consistiu na medição de conteúdo de areia, turbidez e condutividade durante 90 minutos de bombeamento. Os parâmetros foram medidos a 15, 30, 60 e 90 minutos (para o poço de produção foram realizadas mais medições). A avaliação da presença de areia consistiu em deixar se assentar 20 L de água por mínimo 10 minutos, após desse tempo foi avaliada a quantidade de areia resultante visualmente (menos de uma colher de chá de areia por cada 1000 L de água é considerado satisfatório). A redução de turbidez e condutividade menor a 5% entre medições foi considerada como desenvolvimento apropriado dos poços. A vazão de bombeamento foi determinado com balde e cronômetro. Os resultados do desenvolvimento, encontrados nas Tabelas B.1 e B.2, mostram que a água alcançou os critérios recomendados, com isso os poços encontram-se em conformidade para fornecer amostras de água, assim como fornecer medidas do nível hidrostático do aquífero livre.

Tabela A.1: Resultado do teste de desenvolvimento dos poços de monitoramento instalados na Lagoa do Peri

P8						P20				
Tempo (min)	T (°C)	Areia	Cond. (uS/cm)	Vazão (m ³ /d)	Turbidez (NTU)	T (°C)	Areia	Cond. (uS/cm)	Vazão (m ³ /d)	Turbidez (NTU)
15	24.3	Pouca	293		1.05	24.7	Não	274		0.76
			293		1.07			275		0.72
30	23.7	Pouca	290		0.89	24.6	Não	272		0.45
			292		0.89			276		0.41
60	23.8	Pouca	289		0.86	23.7	Pouco	275		0.38
			291		0.83			277		0.34
90	23.6	Não	290		0.88	24.2	Não	273		0.33
			290		0.93			275		0.33

Continuação Tabela B.1

P40						P57				
Tempo (min)	T (°C)	Areia	Cond. (uS/cm)	Vazão (m ³ /d)	Turbidez (NTU)	T (°C)	Areia	Cond. (uS/cm)	Vazão (m ³ /d)	Turbidez (NTU)
15	24.1	Não	270		0.51	24.4	Não	247		0.38
			273		0.5			248		0.39
30	24	Não	268		0.52	24.7	Não	250		0.37
			271		0.5			252		0.35
60	23.6	Não	268		0.52	26	Não	247		0.34
			271		0.5			247		0.36
90	23.8	Não	267		0.5	24.7	Não	248		0.38
			269		0.51			248		0.38

Tabela B.2: Resultado dos testes de desenvolvimento do poço de produção instalado na Lagoa do Peri.

Teste - 1						Teste - 2					
Tempo (min)	T (°C)	Areia	Cond. (uS/cm)	Vazão	Turbidez (NTU)	Tempo (min)	T (°C)	Areia	Cond. (uS/cm)	Vazão	Turbidez (NTU)
15	24.3	Muita	233		3.71	140	24.8	Não	241		0.64
			236		3.76				243		0.67
30	23.6	Muita	235		1.59	290	24.5	Alguns grãos	243		0.57
			238		1.55				245		0.57
60	23.7	Pouca	234		1.09	320	24.5	Alguns grãos	241		0.6
			238		1.1				245		0.6
90	25.4	Pouca	236		0.9	350	24.8	Alguns grãos	243		0.53
			238		0.9				241		0.55

APÊNDICE B

MANUSCRITOS PARA PUBLICAÇÃO EM REVISTA

POTENCIAL DA FILTRAÇÃO EM MARGEM EM SANTA CATARINA, BRASIL

Romero^(1,2), L. G.; Pizzolatti(1), B. S.; Sens⁽¹⁾, M. L.

⁽¹⁾ Universidade Federal de Santa Catarina.

⁽²⁾ Instituto Tecnológico de Costa Rica.

RESUMO

A filtração em margem (FM) consiste na abstração de água por poços ou galerias localizados nas margens de fontes de água em contato hidráulico com o aquífero local. Mediante pesquisa bibliográfica foram identificadas as condições principais para a aplicação da FM. Essas incluem a disponibilidade de fontes de água superficial e subterrânea sustentáveis e com conexão hidráulica, a hidrogeologia do aquífero, hidrologia do corpo de água, morfologia do rio, composição do fundo do rio e a qualidade e temperatura da água superficial e subterrânea. Baseado nessas características e utilizando o Mapa de Domínios/Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil em escala 1:2.500.000 em ambiente SIG desenvolvido pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM foi possível determinar, de forma ilustrativa, os locais com potencial para a aplicação da FM no Estado de Santa Catarina. Nesse estado e similarmente no Brasil todas as principais regiões com potencial para a FM consistem em formações tipo aluvial, depósitos litorâneos e eólicos localizados principalmente nas zonas litorâneas. Como exemplo foi exposto o caso da Lagoa do Peri em Santa Catarina onde a FM tem sido aplicada com sucesso em escala piloto. No local a água filtrada em margem apresentou uma redução significativa em turbidez e cor aparente relacionada a redução de matéria orgânica, principalmente fitoplâncton incluindo cianobactérias. No local a água filtrada em margem apresentou condições anóxicas que fariam necessário o pós tratamento por aeração e filtração.

PALAVRAS-CHAVE: Filtração em Margem, Qualidade da água, Abastecimento da água, Santa Catarina-Brasil.

INTRODUÇÃO

A situação hídrica nas regiões urbanas do Brasil indicava no ano 2010 uma capacidade hídrica de 587 m³/s para uma demanda estimada de 543 m³/s. No entanto, somente o 45% dos 5565 municípios brasileiros com uma população de 52 milhões de pessoas apresentaram abastecimento satisfatório em termos de disponibilidade e qualidade da água fornecida. Dessa forma, estima-se que 55% dos municípios urbanos Brasileiros terão sistemas de abastecimento deficitários para o ano 2015. Os principais problemas apresentados estão relacionados com a adequação de sistemas produtores (46% necessitam investimentos) e deficiência originada no manancial utilizado (9% das fontes superficial e subterrânea apresentam limitações) (ANA, 2010). Os sistemas de tratamento de água superficial encontram-se afetados pela entrada de nutrientes e contaminantes de origem antropogênica. Por outro lado as águas subterrâneas algumas fontes são limitadas ou super exploradas. Diante disso a busca de novas fontes de água e melhoria nos sistemas de tratamento são de vital importância.

A produção de água a partir de poços instalados em aquíferos hidráulicamente conectados a uma fonte de água superficial (rio, lago ou reservatório) é uma alternativa promissora conhecida como filtração em margem (FM) (em inglês Bank Filtration). No percurso da água superficial ao poço a qualidade da água é melhorada, por exemplo em termos de partículas, turbidez, matéria orgânica natural (MON), precursores de subprodutos da desinfecção (Schubert, 2006), micropoluentes orgânicos como pesticidas, compostos farmacêuticos (Kuehn; Mueller, 2000), bactérias, protozoários, vírus (Hiscock; Grischek, 2002), fitoplâncton e cianotoxinas (Chorus *et al.*, 2001; Grützmacher *et al.*, 2002; Sens *et al.*, 2006). Além disso, a FM é importante na compensação e amortização das variações sazonais em temperatura e cargas repentinas de contaminantes (Hiscock; Grischek, 2002; Schubert, 2006).

No entanto, a FM pode trazer efeitos indesejáveis na qualidade da água como um aumento na dureza da água, mudança nas condições redox, podendo apresentar problemas como: incremento na concentração de amônio, ferro, manganês e em alguns casos a formação de sulfeto de hidrogênio e outros compostos sulfurados com mal odor (Hiscock;

Grischek, 2002). Porém, esses problemas podem ser eliminados através de tecnologias como aeração e filtração em areia.

A eficiência da FM tem sido mostrada em muitos locais ao redor do mundo. A FM é utilizada no fornecimento de 50% da água potável da República Eslovaca, 45% na Hungria, 16 % na Alemanha e 5 % na Holanda (Schubert, 2002). Esta tecnologia é aplicada em Düsseldorf, Alemanha por mais de 130 anos (Eckert e Irmscher, 2006) e na Holanda foi primeiramente aplicada em 1879 (Stuyzand *et al.*, 2006). Nos Estados Unidos a FM tem cerca de meio século de aplicação (Ray, 2008). A aplicação da FM como único tratamento no Rio Nilo, no Egito tem sido estudada (Shamrukh; Abdel-Wahab, 2008). Na Índia, Sandhu *et al.*, (2011) apresentaram a aplicação da FM, destacando a falta de importantes tratamentos adicionais na água filtrada em margem, em várias cidades deste país. No Brasil a FM tem sido aplicada com sucesso em escala piloto na Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina (Sens *et al.*, 2006). Na Bolívia é aplicada com sucesso em forma de galerias filtrantes no rio Parapetí desde os anos oitenta (Camacho, 2003). Ray, (2008) indica vários locais com potencial para a FM: na China, na Rússia, na Nigéria, no rio Orinoco na Venezuela e ao longo do Rio Paraná/Paraguai no Paraguai e na Argentina. A característica comum nesses locais é a existência de depósitos de aluvião ou materiais não consolidados na margem dos rios ou mananciais. No entanto, são necessários estudos das condições hidrogeológicas locais, econômicas e de engenharia para a correta aplicação da técnica.

Como mencionado anteriormente uma primeira aproximação para encontrar locais com potencial para a aplicação da FM seria localizar os lugares com formações geológicas tipo aluvião o formados por materiais não consolidados. No Brasil, esse tipo de formação juntamente com informação sobre a disponibilidade hídrica pode ser encontrada no Mapa de Domínios/Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil gerado pela Serviço Geológico do Brasil (CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2007). Utilizando ferramentas como Arc GIS é possível determinar as regiões com o tipo de formação geológica favorável para a FM, e obter um mapa com lugares com potencial para a FM.

Este artigo não é um artigo de pesquisa “sensu proprio”, sendo apresentada uma seção teórica sobre a FM e posteriormente um caso experimental. Dessa forma, o objetivo deste artigo é apresentar aspectos

sobre o funcionamento, capacidade depuradora e condições hidrológicas, hidrogeológicas e morfológicas para a aplicação da FM como uma alternativa para a produção de água potável. Além disso, utilizar o mapa hidrogeológico do Brasil para encontrar os locais com potencial para a aplicação de FM no estado de Santa Catarina. Finalmente, será apresentado um estudo de caso da Lagoa do Peri em Santa Catarina.

FUNCIONAMENTO DA FM: CAPACIDADE DEPURADORA E COLMATACÃO

Durante a filtração em margem, o material do fundo do manancial e do aquífero funcionam como meio filtrante. Ambos materiais devem ser formados por aluviões ou outra formação geológica não consolidada que permita a conexão hidráulica entre a água superficial e a água subterrânea local (Figura 1). Quando a diferença de nível entre a água superficial e a água subterrânea for positiva a água vai escoar em direção a água subterrânea. Essa movimentação pode ser natural ou induzida mediante bombeamento. Hiscock e Grischek, (2002), identificaram a biodegradação e sorção como os responsáveis pela mudança nas características da água filtrada em margem. Esses processos acontecem em duas zonas: uma biologicamente ativa nos primeiros decímetros de infiltração no fundo da fonte de água (camada de colmatção) e a outra que abrange a passagem no aquífero até o poço de produção, onde, as velocidades de degradação e sorção são menores. Outros processos importantes são a dispersão e mistura com água subterrânea local que diminuem e equilibram as concentrações dos constituintes da água do manancial (Hiscock; Grischek, 2002; Kuehn; Mueller, 2000).

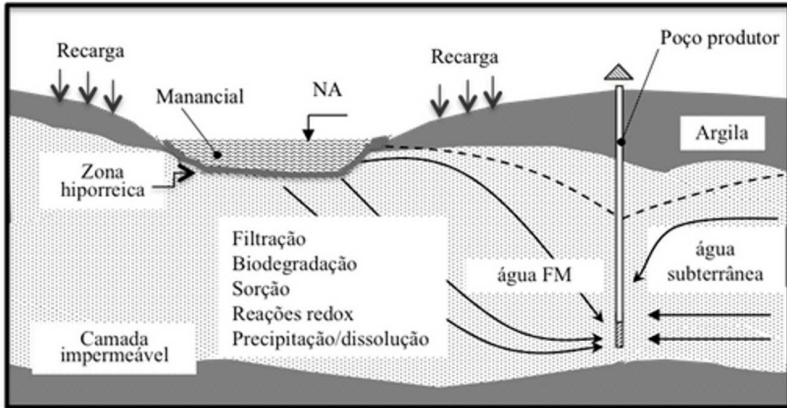


Figura 1: Diagrama do funcionamento da filtração em margem (Adaptado de Hiscock; Grischek, (2002); Sens *et al.* (2006)).

A camada de colmatação é particularmente importante, porque, como mencionado acima, nela ocorrem grande parte dos processos de remoção de contaminantes. No entanto, essa região pode se constituir numa barreira física e conseqüente reduzir a taxa de infiltração. De acordo com Gunkel e Hoffmann, (2009) a colmatação do sistema pode ser devida a processos mecânicos, químicos e biológicos como por exemplo, a deposição de materiais finos (como silte, argila, matéria orgânica particulada), precipitação (exemplo carbonato de cálcio) e desenvolvimento de biomassa (como algas, bactérias, substâncias poliméricas extracelulares) respectivamente. No entanto, existem mecanismos que permitem a regeneração da área de infiltração. Na FM o próprio fluxo do rio ou um aumento da vazão durante épocas de cheia realizam a limpeza do sistema. No caso de lagos e outros reservatórios, as ondas e o movimento gerado pelo vento permitem a re-suspensão dos materiais finos. Além disso, no fundo do manancial o movimento e migração da meiofauna (organismos pequenos, mas não microscópicos, que habitam os sedimentos) abrem os interstícios do sedimento permitindo a infiltração. Esses pequenos organismos podem inclusive se alimentar de parte da matéria orgânica particulada presente nos poros do sistema tendo como resultado a desobstrução e recuperação da capacidade hidráulica do sistema de FM.

ASPECTOS FUNDAMENTAIS PARA A APLICAÇÃO APROPRIADA DA FM

Para a operação de um sistema de FM o primeiro pré-requisito é a disponibilidade de fontes de água superficial e subterrânea sustentáveis (Hülshoff *et al.*, 2009). Em seguida deve-se considerar a hidrogeologia do aquífero, hidrologia do corpo de água, morfologia do rio, composição do fundo do rio e a qualidade e temperatura da água superficial e subterrânea. As seguintes seções resumem essas condições conforme recomendado por Grischek *et al.* (2007) e Grischek e Ray (2009).

HIDROGEOLOGIA

A primeira condição para a aplicação com sucesso da FM é a interação entre o rio e a água subterrânea. A produção e qualidade da água gerada por FM são determinadas por: (a) tamanho do rio e do aquífero, (b) as condições do limite hidrogeológico, (c) a composição do material do aquífero, e (d) as características do fundo e a margem conhecida como zona hiporréica. Normalmente, a FM é aplicada com sucesso em aquíferos de aluviões formados por areia e cascalho. Com espessura de aquífero preferencialmente superior a 10 m e condutividade hidráulica entre 10^{-2} e 10^{-4} m/s. No entanto, podem apresentar espessura e condutividade hidráulicas inferiores e menores respectivamente. Não há preferência entre aquíferos confinados ou não-confinados, porém em alguns casos a presença de uma pequena camada de silte ou argila na superfície protege-os da infiltração de microrganismos patogênicos durante períodos de alagamento (no caso de aquíferos não-confinados). Finalmente, nos casos que ocorre infiltração natural (sem bombeamento) de água superficial ao aquífero são obtidas condições estáveis de qualidade de água e remoção de compostos orgânicos em menor de tempo após o início da operação de um sistema de FM. Isto devido a presença de microrganismos importantes habituados aos sedimentos do leito do rio e da zona hiporréica que contribuem na mudança da qualidade da água infiltrada.

HIDROLOGIA

A dinâmica e o volume de escoamento devem ser considerados cuidadosamente ao estudar a morfologia, o canal do rio, as modificações

no leito do rio, o transporte de sólidos e a interação entre o rio e a água subterrânea local. Eventuais períodos de alta vazão trazem benefícios porque podem causar a erosão ou limpeza no fundo do rio permitindo a remoção da camada de colmatação formada pelos materiais depositados. Contrariamente a construção de barragens, por exemplo, podem mudar as características dos rios, afetando o transporte e deposição de sólidos, a erosão no leito do rio e consequentemente as interações com a água subterrânea.

MORFOLOGIA E COMPOSIÇÃO DO FUNDO DO RIO:

A premissa principal para considerar um local para FM é a existência de um rio com margens estáveis e um fundo arenoso em contato com um aquífero aluvial formado por areia ou cascalho. Numa segunda estimativa, para evitar a colmatação, deve-se considerar o gradiente no rio (declividade), a velocidade da água e a composição do material no fundo do rio.

O perfil de um rio mostra nas partes altas um alto gradiente que provoca uma alta velocidade da água gerando maior erosão. Normalmente, nas partes altas os aquíferos são de pouca espessura e os sedimentos do fundo são muito grosseiros. Já na parte baixa dos rios o gradiente é menor e consequentemente a velocidade da água diminui ao ponto que os sedimentos finos são depositados. Nos pontos médios do perfil do rio os processos de erosão e deposição dos materiais, devido a um gradiente intermédio, acontecem alternativamente permitindo a formação de locais mais apropriados para a FM. Nos Estados Unidos e na Europa uma grande quantidade de sistemas de FM são operados em rios com gradiente entre 0,2-0,8 m/km.

A velocidade da água no rio varia substancialmente com o gradiente e com a forma do canal do rio. Nas regiões planas os rios formam curvas devido a inércia do fluxo, nessas regiões curvas é favorecida a abstração de água filtrada em margem sobre água subterrânea (Figura 2). Na parte externa da curva existe uma maior velocidade de água causando aumento da erosão. Consequentemente, a profundidade do rio e a presença de materiais resistentes à erosão (por exemplo pedregulho, seixo) são maiores, gerando um leito do rio estável e eventualmente compactado. A indução da infiltração nessa região do rio faz com que materiais mais finos colmatem os espaços entre os materiais maiores. Esses materiais finos não são removidos mesmo durante enchentes,

gerando uma região pouco favorável para a FM. O comportamento em regiões internas da curva a velocidade da água é menor e permite processos alternados de deposição e erosão gerando um leito do rio com materiais que permitem a infiltração. Em muitos locais de FM na Europa a velocidade da água deve ser maior que 1 m/s e a cisalhamento maior do que 5 N/m².

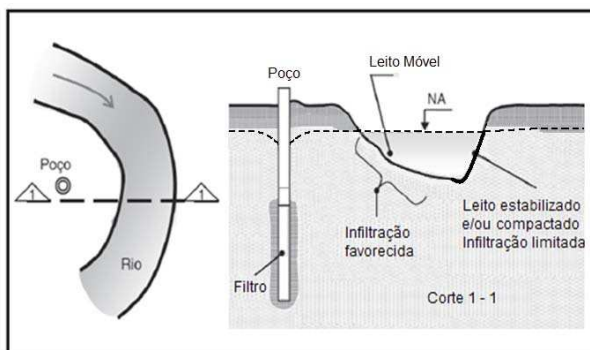


Figura 2: Posições recomendadas para a FM em trecho curvo com ênfase na secção transversal (Adaptado de Grischek et al., (2007); Sens et al., (2006)).

A permeabilidade no leito do rio é controlada pelos materiais no leito do rio. A infiltração de água superficial é maior em regiões com materiais com uma granulometria maior encontrados em regiões com alta velocidade. Porém, a simples análise granulométrica não é suficiente para selecionar um local para a FM, dados hidrológicos e de tensão de cisalhamento são necessários. O uso do diagrama de Hjulström pode ser um guia importante porque relaciona o diâmetro das partículas com os processos de erosão, transporte e deposição segundo o fluxo permitindo estimar o tipo de material presente no leito do rio. Nessa região, uma mistura de materiais de vários tamanhos é o mais apropriado para aumentar a mobilidade e evitar a colmatção. Dessa forma, e dependendo da vazão de bombeamento, da localização do poço, da turbidez e do conteúdo de matéria orgânica particulada na água do rio pode-se garantir uma taxa de infiltração menor que 0,2 m³/(m²*d) apropriada para evitar a colmatção. Essas condições devem ser consideradas como um guia geral já que a FM pode ser utilizada numa grande variedade de condições locais específicas.

TEMPERATURA E QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL:

A temperatura da água superficial afeta a viscosidade da água e conseqüentemente influencia a taxa de infiltração. Deve-se esperar variação sazonal e também diária devido as diferentes temperaturas. Além disso, a temperatura está relacionada com processos importantes como a biodegradação, adsorção e dissolução de gases no leito do rio e no aquífero. A biodegradação de compostos orgânicos aumenta com a temperatura, porém favorece o aumento do crescimento de algas e menores concentrações de oxigênio especialmente durante a noite. A concentração de oxigênio deve ser suficientemente alta para evitar condições anóxicas no aquífero que ocasionariam a aparição de ferro, manganês e arsênico; gerando a necessidade de tratamentos posteriores. A temperatura da água superficial deve estar idealmente na mesma faixa da temperatura da água potável ou com baixas variações de temperatura para evitar a formação de gases e processos de precipitação que podem colmatar o leito do rio. Caso contrário, uma maior distância entre os poços e a fonte de água superficial e aquíferos com uma espessura maior ajudariam a diminuir esses problemas ao equilibrar a temperatura da água no aquífero e permitir processos de mistura com a água subterrânea local.

A concentração de oxigênio na água do leito do rio e do aquífero, além de ser afetada pela alta temperatura também depende da quantidade de carbono orgânico biodegradável disponível e a concentração de amônia na água superficial. Se a quantidade de carbono orgânico biodegradável é relativamente alta, o oxigênio dissolvido e o nitrato podem ser consumidos gerando condições anóxicas e conseqüentemente dissolução de ferro, arsênico e manganês. De forma semelhante altas concentrações de amônia na água superficial contribuem no consumo de oxigênio e possível formação de condições anóxicas.

DETERMINAÇÃO DE LOCAIS COM POTENCIAL PARA A APLICAÇÃO DA FM NO ESTADO DE SANTA CATARINA

USO DE MAPA DE DOMÍNIOS/SUBDOMÍNIOS HIDROGEOLÓGICOS DO BRASIL

Conforme mencionado na secção anterior a aplicação da FM depende da hidrogeologia, hidrologia, morfologia, da composição do fundo do rio e da qualidade e temperatura da água superficial e subterrânea presentes no local. Em uma primeira aproximação, e partindo da experiência em outras latitudes os aluviões e formações geológicas de materiais não consolidados tem sido determinados como locais com maior potencial para aplicar a FM.

No Brasil, o Serviço Geológico do Brasil - CPRM tem desenvolvido o Mapa de Domínios /Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil (CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL., 2007) em escala 1:2.500.000 em ambiente SIG. Nesse mapa, o território brasileiro foi dividido em sete grandes domínios hidrogeológicos, dentre deles, o Domínio 1, denominado Formações Cenozoicas, tem sido caracterizado como um aquífero poroso de porosidade primária, e permeabilidade alta nos terrenos arenosos. Este domínio apresenta 12 subdomínios constituídos por depósitos de origem quaternário e terciário. Dentre desses subdomínios os Aluviões (1A1), os Depósitos Litorâneos (1DL), e os Depósitos Eólicos (1DE), apresentam um maior potencial para a FM.

Segundo a caracterização dada no mapa (CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL., 2007) os aluviões são formados por areias, cascalhos e argilas com matéria orgânica, e a sua favorabilidade hidrogeológica esperada é baixa. Porém, ao logo de rios de primeira ordem, os aluviões podem atingir larguras superiores a 6-8 km, e espessuras maiores a 40 m, onde a possibilidade de água é de média a alta (efeito claro de infiltração da água superficial, FM natural). O subdomínio, depósitos litorâneos, abrange sedimentos depositados em ambientes costeiros flúvio-lacustres ou marítimos litorâneos com espessuras e larguras de dezenas e centenas de metros respectivamente. A sua litologia consiste em areias, cascalhos, siltes e argilas intercaladas e não sequenciadas. A favorabilidade hidrogeológica nestes depósitos é muito variável devido à grande heterogeneidade e

anisotropia dos aquíferos. Um exemplo de FM aplicado em depósitos litorâneos é a Lagoa do Peri, SC. Os depósitos eólicos são formados por areia, siltes argilosos, paleodunas e dunas de areias quartzosas bem selecionadas. Estes depósitos podem apresentar alta a média favorabilidade hidrogeológica dependendo do nível de possança (grande área de exposição e espessura). A FM, no caso das dunas, devem ser bem escolhidos pela não estabilidade dos cursos de água, no entanto, segundo (Grischek; Ray, 2009) a FM tem sido utilizada com sucesso na Holanda ao localizar os poços entre 130 m e 1300 m do curso de água.

Existem outros subdomínios dentre das formações cenozoicas com potencial para a FM, porém não foram considerados neste estudo devido a presença de formações constituídas entre outros por arenitos finos, arenitos grossos e em alguns casos conglomeráticos, e sedimentos argilosos e areno-conglomeráticos entre outros. Da mesma forma o Domínio 2, Bacias Sedimentares, também não foram considerados por esses depósitos constituem normalmente camadas ou corpos rochosos mais o menos consolidados (Feitosa *et al.*, 2008). Em geral, a presença de arenito é esperada nesse tipo de formações. Contudo, considerando que a FM depende muito das condições locais (“site specific”) não podemos descartar totalmente a possível aplicação da FM nesses locais.

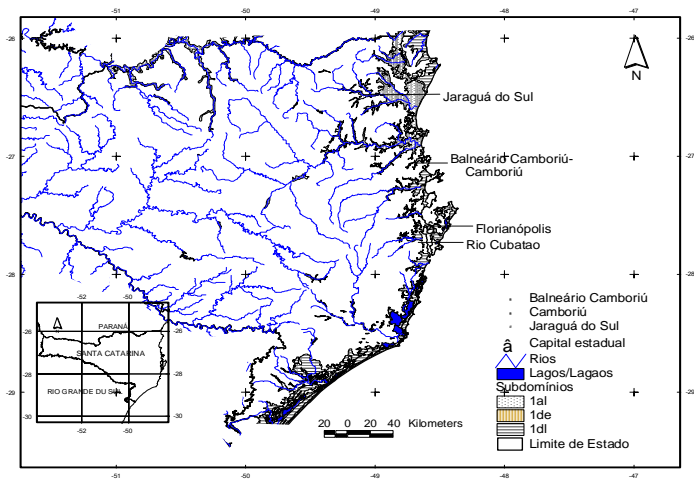


Figura 3: Locais com potencial para a FM no estado de Santa Catarina. (Realizado com Arc Gis a partir do Mapa de Domínios /Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil (CPRM, 2007).

As formações geológicas favoráveis para a FM no estado de Santa Catarina encontram-se principalmente na região litorânea (Figura 3). Essas regiões apresentam formações do tipo aluvião e depósitos litorâneos e em menor quantidade os depósitos eólicos. Essas características são encontradas próximas ao litoral e em regiões predominantemente planas onde o gradiente e a velocidade da água são baixos favorecendo a deposição de sedimentos. No entanto, nas regiões curvas dos rios poderiam se mostrar promissoras. A presença de lagoas costeiras nesse tipo de formações também apresentam potencial para a FM, principalmente em regiões onde os ventos possam gerar suficiente movimento para limpar o leito do manancial. Como mencionado na seguinte secção a Lagoa do Peri é um exemplo desse tipo de local.

Em quanto a necessidade hídrica no Estado de Santa Catarina, segundo a Agência Nacional de Água tem sido previstos investimentos de R\$591,5 milhões para a garantia da oferta urbana estimada para o ano 2015 (ANA, 2010). Essa soma está destinada à adequação dos sistemas produtores de 145 municípios e para a adoção de novo manancial em 10 municípios. Os principais investimentos são dirigidos aos municípios de Jaraguá do Sul, Balneário Camboriú e Camboriú e do sistema integrado

de Florianópolis, especificamente no rio Cubatão do Sul. Como pode se observar no mapa da Figura 3 na região de Jaragua do Sul e ao redor do Rio Camboriú existem depósitos aluviais e o rio Cubatão do Sul está localizado sobre depósitos litorâneos. Da mesma forma outras regiões no litoral catarinense poderiam apresentar potencial para a FM. Adicionalmente, a FM em margem poderia ser uma boa opção no caso de alguns contaminantes específicos como as cianobactérias derivadas da poluição antrópica ou natural como no caso da Lagoa do Peri exposto a continuação.

ESTUDO DE CASO: LAGOA DO PERI, SANTA CATARINA

CARACTERÍSTICAS DA REGIÃO

A Lagoa do Peri encontrasse localizada na parte sul da Ilha de Santa Catarina (Figura 4). A região é pouco desenvolvida sendo o turismo ecológico e a conservação as principais atividades. No caso, a Lagoa do Peri e sua bacia são parte importante desse tipo de atividades por formarem parte do Parque Municipal Lagoa do Peri com ocupação restrita desde 1981. As atividades na lagoa estão limitadas a fins recreativos, no entanto, no ano 2000, a Companhia Catarinense de Água (CASAN) começou a tratar água para consumo humano por meio de uma estação de tratamento de filtração direta. Durante o inverno a produção média é de 178 L/s e no verão perto de 197 L/s. Essa produção garante o abastecimento na região sul leste da ilha de aproximadamente 102.000 e 113.000 habitantes respectivamente.



Figura 4: Localização da Lagoa do Peri, Santa Catarina.

A área ao redor da Lagoa está formada por colinas nos bordos norte, oeste e sul ocupados por vegetação típica da mata atlântica formada por

árvores de tamanho médio e arbustos. Na região leste uma pequena franja de 500 a 800 m de espessura, com vegetação tipo restingas, a separa do mar.

O clima da região é do tipo subtropical e, como tal, apresenta chuvas durante o ano todo, com maior incidência durante a primavera e o verão (outubro a março). Similarmente, os ventos destes quadrantes norte-nordeste e sul-sudeste presentes durante todo o ano, são intensificados no mesmo período. As temperaturas máxima e mínimas do ar durante o período de março 2008 a setembro 2009 foram de 34,7°C (março 2009) e 3,5°C (junho 2008). A temperatura anual média esteve ao redor de 21,0°C (Hennemann; Petrucio, 2011).

CARACTERÍSTICAS DA LAGOA DO PERI

ASPECTOS GEOGRÁFICOS E MORFOLÓGICOS

O manancial Lagoa do Peri tem área superficial de 5,2 Km² e vazão de drenagem de 20,1 Km², é alimentada principalmente por dois rios, o Rio Cachoeira Grande e o Rio Ribeirão Grande, tem contato com o mar através de um canal (Canal Sangradouro). A lagoa do Peri fica aproximadamente 3 m acima do nível do mar, isso faz com que a lagoa não receba água salgada, portanto sendo totalmente doce. A Tabela 12 mostra alguns aspectos geográficos e morfológicos da Lagoa do Peri.

Tabela 12: Resumo de aspectos geográficos e morfológicos da Lagoa do Peri

Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor
Altitude (m.a.n.m)	3	Área da bacia (km ²)	20,1
Longitude	48°30' – 48°33'W	Máxima profundidade (m)	11
Latitude	27°42' – 27°44'S	Área superficial (km ²)	5,2
Comprimento máximo (m)	3900	Largura máxima (m)	1800
Profundidade média (m)	4,2	Volume (m ³)	21,2 x 10 ⁶

Fontes: (Mondardo, 2004; Simonassi, 2001)

QUALIDADE DA ÁGUA

A água da Lagoa do Peri tem mostrado homogeneidade tanto horizontal (Hennemann; Petrucio, 2011; Laudares-Silva, 1999; Simonassi, 2001) como verticalmente (Hennemann; Petrucio, 2011; Laudares-Silva, 1999) em quanto a várias características físico-químicas como pH, oxigênio dissolvido, condutividade, transparência (disco Secchi), nitrito, nitrato, amônio, fósforo solúvel reativo, nitrogênio total, fósforo total e clorofila-a. Segundo os autores a influência dos ventos N-NE e S-SE são os responsáveis da homogeneidade na Lagoa.

Durante o estudo realizado por Hennemann e Petrucio, (2011) a água da lagoa apresentou pH ao redor de 7,0, condições de saturação de oxigênio perto do 90% (5,6-9,4 g/L) e condutividade elétrica entre 61,0 e 88,0 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ confirmando a ausência da influência marinha. O conteúdo de nitrogênio total e fósforo total foram considerados baixos para uma lagoa costeira (máximo 1,096 $\mu\text{g}/\text{L}$ e 2,5 $\mu\text{g}/\text{L}$ respectivamente). Similarmente, a Lagoa do Peri foi classificada como oligotrófica em relação a nutrientes, sendo o fósforo um fator limitante. Contrariamente, a Lagoa mostrou condições mesotróficas em quanto a clorofila-a (intervalo 4,5 e 32,3 $\mu\text{g}/\text{L}$; média 17,7 $\mu\text{g}/\text{L}$) e transparência (entre 0,8 e 1,35 m). Esses altos valores de clorofila-a normalmente são associados com problemas de eutrofização. No entanto, no caso da Lagoa do Peri a aparente contradição entre a baixa concentração em nutrientes e os valores de transparência e clorofila-a pode-se explicar pelas altas densidades e mono-dominância da espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborski* (biovolume 9,63-36,39 mm^3/L (Grellmann, 2006)).

Essa espécie de cianobactéria apresenta alta afinidade e capacidade de armazenar fósforo, tolerância a ambientes com pouca transparência, alta afinidade ao amônio e capacidade de suportar um amplo range de temperaturas. A dominância dessa espécie na Lagoa do Peri encontra-se favorecida porque a água da Lagoa permite a espécie tomar vantagem de um ambiente com baixo fósforo, baixo amônio, pouca transparência e um amplo range de temperatura de água (entre 17 °C e 30°C) (Hennemann; Petrucio, 2011).

A presença da espécie de cianobactéria potencialmente toxica *Cylindrospermopsis raciborski* na lagoa do Peri faz que os sistemas de

tratamento empregados não sejam eficazes na remoção das células intactas, o que evitaria seu rompimento e possível aumento da concentração das toxinas. Para conseguir a remoção efetiva das cianobactérias e das cianotoxinas, normalmente devem-se utilizar sistemas em várias etapas ou no caso a FM tem se mostrado efetiva (Sens *et al.*, 2006).

GEOLOGIA E SEDIMENTOLOGIA

De acordo com (Oliveira, 2002) a região ao redor da Lagoa apresenta dois setores geológicos principais: um embasamento cristalino e uma planície costeira. A primeira região está formada por granito (Granito Ilha) e rocha vulcânica do tipo riolito (Riolito Cambirela). O granito abrange a região N-NE, W, SW, S e SE ao redor da Lagoa e a rocha vulcânica encontra-se numa pequena faixa ao SE da lagoa e também em quantidade pequenas na parte NE da mesma. A planície costeira de aproximadamente $1,6 \text{ m}^2$ separa a Lagoa do Oceano Atlântico. Distribuída de sul a norte a zona apresenta fácies arenosas de domínio marinho-eólico de origem holocênica e pleistocênica. Os depósitos constituídos principalmente por areia fina e média até uma profundidade próxima aos 20 m, onde uma camada de areia argilosa limita o aquífero (Sens *et al.*, 2006).

A análise sedimentar do leito da Lagoa do Peri apresentou duas regiões claramente diferenciadas: sedimentos ricos em matéria orgânica e sedimentos inorgânicos (Mondardo, 2004; Simonassi, 2001). A primeira região, localizada no sector central, SW, e oeste apresenta concentrações de matéria orgânica acima de 10% (média de 20 amostras: 33,4%). Os sedimentos foram classificados como siltico-argilosos e argilo-siltosos. A origem desses sedimentos são a matéria orgânica da vegetação e a erosão da rocha cristalina circundantes respectivamente. A zona rica em sedimentos inorgânicos reflete a região costeira localizada na parte leste da lagoa mencionada no paragrafo anterior. Os sedimentos são constituídos em mais de 75% por areia quartzosa fina e média com um baixo conteúdo de matéria orgânica (medida como perda de ignição).

Testes de condutividade hidráulica executados pelo método de permeametro de carga constante (Klute; Dirksen, 1986) e o método do cano de carga variável (Chen, 2000) mostraram que o leito da Lagoa apresenta valores próximos a 10^{-4} m/s na região da captação da estação

de tratamento de águas da CASAN. No aquífero, mediante um teste de bombeamento a condutividade hidráulica estimada foi de $1.5 \cdot 10^{-4}$ m/s calculado pelo método de Theis, e de K_v de $1.42 \cdot 10^{-5}$ m/s e K_h de $1.42 \cdot 10^{-4}$ m/s ($K_h/K_v = 10$) pelo método de Moench. A análise de dados do teste de bombeamento foi realizado utilizando o software Aquifer Test 3.5 (Waterloo Hydrogeologic, Inc.). Esses valores refletem a granulometria encontrada nos primeiros 50 cm do leito da lagoa. Onde, a média de 5 análises mostrou aproximadamente um 13% de areia média (0,25-0,5 mm), 83% areia fina (0,125-0,25 mm), 3,5% areia muito fina (0,063-0,125 mm) e menos do 0,02% de finos (silte e argila, <0,063 mm). Os ensaios granulométricos foram realizado segundo NBR-7181/ABNT - Análise Granulométrica de Solos. Tanto as características granulométricas quanto os valores de condutividade hidráulica no leito da Lagoa e no aquífero são similares aos encontrados em outras latitudes (Grischek *et al.*, 2007; Grischek; Ray, 2009)

MATERIAIS E MÉTODOS

Considerando as características da água da lagoa e as características geológicas e sedimentológicas da região costeira da Lagoa do Peri, vários estudos tem sido realizados para determinar a possível aplicação da FM como sistema de tratamento. Na sequencia serão apresentados os trabalhos realizados no ano 2011 e alguns resultados anteriores realizados pelo grupo de pesquisa dos autores deste artigo que serão referenciados.

SISTEMA DE POÇOS E PIEZÔMETROS

Um sistema de piezômetros foi construído na mesma região utilizada para os ensaios mencionados na secção anterior. Foram construídos piezômetros com 50 mm de diâmetro a 8 m, 20 m, 40 m e 57 m (OW1, OW2, OW3 e OW5) da margem , outro com 100 mm de diâmetro também foi construído a 55 m da margem (OW4). Todos os piezômetros foram construídos com profundidade média de 12 m (profundidade utilizada por Sens *et al.*, 2006) baseados na norma sobre construção de poços de monitoramento e amostragem ABNT 15495-1:2007 (ABNT, 2007). O desenvolvimento dos poços foi baseado no

procedimento de “surging” e “overpumping” descritos na norma (ASTM, 2005).

Foi realizada modelagem matemática com o programa PWIN MODLOW (<http://www.pmwin.net/index.htm>) para estimar o tempo de percurso com e sem bombeamento. Para a construção do modelo foi medido o nível de água da Lagoa e dos poços instalados durante e sem bombeamento. Além disso foi realizado um teste de bombeamento medindo o nível no OW2 com bombeando em OW4 (1,4m³/h) até atingir nível constante em ambos os poços. O análise de dados do teste de bombeamento foi realizado utilizando o software Aquifer Test 3.5 (Waterloo Hydrogeologic, Inc.). Mais informação sobre a modelagem será publicada posteriormente.

AMOSTRAGEM E ANÁLISES DA ÁGUA

Utilizando uma bomba de ½ CV marca Schneider modelo BCR 2000 foi iniciado o bombeamento no poço OW 4 (55 m da margem) no dia 09 de março 2011. Em abril a bomba foi transferida a 20 m da margem e continuado o bombeamento de ~35 m³/d.

Amostragem da água bruta da lagoa e da água filtrada em margem foi realizado no poço de captação desde o início de maio até o final de julho. Mediante o uso de uma sonda multiparâmetros modelo MP 20 marca QED Environmental System (Michigan, USA) foram obtidos os parâmetros pH, oxigênio dissolvido, % saturação de oxigênio, temperatura, condutividade e o potencial redox (Eh). Esta sonda é equipada com célula de fluxo para evitar o contato com a atmosfera ao momento de analisar a água subterrânea. Os parâmetros turbidez e cor aparente foram analisados com equipamentos marca Hach modelos 2100P e DR 2010 respectivamente. Ferro (II), manganês (II) e sulfeto foram analisados imediatamente após a coleta usando um espectrofotômetro 2010 Hach mediante os métodos 8146 (1,10 Phenanthroline Method), 8149 (PAN method) e 8131 (Methylene Blue Method) respectivamente (HACH, 2000). Os íons sulfato e nitrato, foram analisados por cromatografia de íons usando um cromatografo DIONEX 100 seguindo métodos padrão (APHA; AWWA; WPCF, 2005). A alcalinidade, dureza total, dureza cálcio e dureza magnésio

foram estudadas por titulação seguindo os métodos e recomendações do Standard Methods (APHA; AWWA; WPCF, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o percurso da água superficial até os poços de captação a qualidade da água experimenta mudanças. No local de estudo (SENS *et al.*, 2006), demonstraram através do estudo de nível de água em 15 piezômetros que a água da lagoa naturalmente migra em direção ao poço de captação. O mesmo resultado foi obtido mediante a observação do nível freático no presente estudo. Adicionalmente, mediante modelagem foi estimado um tempo de percurso mínimo em condições naturais de 190 dias e 80 dias durante o bombeamento de $1,4 \text{ m}^3/\text{h}$ no OW2.

O tempo de percurso da água entre o manancial superficial e o poço de captação é uma variável importante na remoção de contaminantes. Para a produção de água de apropriada qualidade microbiana na Alemanha é recomendado um tempo mínimo de percurso de cinquenta dias (Dash *et al.*, 2008). Mesmo que neste estudo não foram avaliados parâmetros microbiológicos como coliformes fecais, a turbidez encontrada na água filtrada em margem indica uma boa qualidade microbiana (Tabela 2). A turbidez normalmente é utilizada como um indicador da quantidade de materiais suspensos e estes são relacionados com a qualidade microbiana da água (Ray *et al.*, 2002). Adicionalmente, num estudo anterior, no mesmo local e em um poço também a 20 m da margem da Lagoa foi mostrado uma redução do 100% de células de fitoplâncton total incluindo cianobactérias desde 10^5 - 10^6 células/mL (Sens *et al.*, 2006).

Além da turbidez, a água bruta da Lagoa apresenta valores superiores à norma em cor aparente, no entanto, na passagem pelo subsolo a cor é reduzida até atingir valores inferiores à regulamentação. Essa redução em cor aparente está relacionada com uma redução de matéria orgânica dissolvida responsável pela cor. Além de eliminar a cor na água, a redução da matéria orgânica dissolvida na água esta associada com a produção de água biologicamente estável e uma diminuição no consumo de desinfetantes e a produção de subprodutos da desinfecção (Kuehm; Mueller, 2000).

O principal mecanismo de remoção de matéria orgânica durante a FM é devida principalmente a processos de biodegradação e em menor medida de sorção (Grünheid, Amy; Jekel, 2005). Durante a biodegradação da matéria orgânica os microrganismos consomem primeiramente oxigênio e posteriormente outros receptores de elétrons na ordem: nitrato, manganês (IV), ferro (III), sulfato e matéria orgânica. Os resultados da Tabela I indicam um rápido uso do oxigênio disponível na água da Lagoa gerando condições anóxicas como o indica o valor negativo do potencial oxido redução (ORP). O íon nitrato na água bruta é muito baixo e o gerado durante a biodegradação é consumido rapidamente no caminho pelo subsolo. As concentrações de ferro (II), manganês (II) e sulfeto de hidrogênio na água do poço são baixas, apesar das condições anoxicas geradas. No entanto, se faz necessário uma etapa de tratamento posterior para eliminar esses subprodutos da degradação. Nesse sentido, poderia se aproveitar a infraestrutura da ETA existente no local para introduzir as etapas de aeração e filtração necessárias para obter água de boa qualidade.

Finalmente, durante o percurso da água até o poço observa-se um incremento nos parâmetros condutividade, alcalinidade, dureza total, dureza cálcio e dureza magnésio. Esse aumento é devido a erosão dos materiais de origem marinha que compõem o aquífero. Situação similar tem sido observada no Lagoa Nainital na Índia (Dash *et al.*, 2008).

Tabela 2: Comparação da qualidade da água bruta e filtrada em margem com a Portaria No. 2.914.

Parâmetros	AB	P20	Portaria No- 2.914 (BRASIL, 2011)
Turbidez (NTU)	6,70 ^a ±0,89 ^b	0,19±0,07	0,5 ^c /1,0 ^d
Cor Aparente (uH)	90±3	6±3	15
Temperatura (°C)	20,67±3,95	22,35±0,18	
Condutividade (µS/cm)	64±4	235±10	
pH	7,38±0,64	7,86±0,13	
Alcalinidade (mg/L)	7,4±0,27	105±5	
Dureza total (mg/L)	11±0,8	96±8	500
Dureza Cálcio (mg/L)	7,8±3,1	85±4,7	
Dureza Magnésio (mg/L)	4,2±2,6	10±10	
OD (mg/L)	8,64±0,68	0,22±0,23	
NO ₃ ⁻ (mg/L)	N.D.	N.D.	10
Mn ²⁺ (mg/L)	0,017±0,003	0,094±0,036	
Fe ²⁺ (mg/L)	0,013±0,014	0,010±0,009	
H ₂ S (mg/L)	0,007±0,002	0,018±0,020	0,1
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	3,06±0,17	N.D.	

^a Média. ^b Desvio padrão. ^c Filtração rápida. ^d Filtração lenta. N.D No detectado.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para a correta aplicação da FM deve se contar com fontes de água superficial e subterrânea sustentáveis em conexão hidráulica com o aquífero local formado por materiais aluviais ou não consolidados. A hidrogeologia do aquífero, hidrologia do corpo de água, morfologia do rio, composição do fundo do rio e a qualidade e temperatura da água superficial e subterrânea são outras características locais a considerar para aplicar a FM.

A partir do mapa de tem o Mapa de Domínios /Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil (CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL., 2007) em escala 1:2.500.000 em ambiente SIG desenvolvido pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM é possível determinar as regiões com potencial para a aplicação de FM no Brasil. Em geral os subdomínios de aluviões, depósitos litorâneos e depósitos eólicos são os mais promissores. No estado de Santa Catarina e igualmente no Brasil esse tipo de formações geológicas encontram-se nas regiões litorâneas, onde habitam a maioria dos Brasileiros. Em muitas dessas zonas, dependendo das condições locais, poderiam se explorar o uso de lagoas costeiras e nas regiões planas as curvas dos rios.

No Brasil, a aplicação é promissora considerando que no país as zonas de aluviões e dunas abrangem uma área de 773.000 km² (Feitosa, F. *et al.*, 2008). Em geral a Província Costeira que corresponde a extensa faixa litorânea do país desde o Amapá até o Rio Grande do Sul apresenta potencial para a FM. Nesse tipo de locais deve se prestar especial atenção ao cuidado em quanto a instrução salina necessitando de programas piloto e modelagem para garantir o sucesso da técnica.

Como mostrado no caso específico da Lagoa do Peri, a FM pode ser uma técnica importante como pre-tratamento ou tratamento no caso da água bruta conter contaminantes específicos como as cianobactérias. Especial atenção deve se prestar no caso da água filtrada em margem apresentar condições anóxicas necessitando um post tratamento de aeração e filtração.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Andersom Paiva da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) por sua colaboração na realização dos cálculos do teste de bombeamento. Ao Prof. David Benavides da Universidade Nacional da Costa Rica pela ajuda com o programa Arc GIS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. *Poços de monitoramento de águas subter- râneas em aquíferos granulares — Parte 1: Projeto e construção ABNT 15495-1:2007*. São Paulo: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. , 2007

ANA. *Atlas Brasil: abastecimento urbano de água: resultados por estado*. Brasília: ANA: Engecorps/Cobrape. , 2010

APHA; AWWA; WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 2005.

ASTM. *Standard Guide for Development of Groundwater Monitoring Wells in Granular Aquifers ASTM D 5521-05*. . Pensylvania: ASTM International. , 2005

BRASIL. *Portaria n. 2.914, de 12 de dezembro de 2011*. Brasil: Diário Oficial da União. , 2011

CAMACHO, A. *Evaluation of the Existing Performance of Infiltration Galleries in Alluvial Deposits of the Parapeti River*. (G. Melin, Ed.)The second international riverbank filtration conference. **Anais...** Cincinnati, Ohio: NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE. , 2003

CHEN, X. *Measurement of streambed hydraulic conductivity and its anisotropy*. Environmental Geology, v. 39, n. 12, p. 1317-1324, 2000.

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 consequences*. Berlin: Springer-Verlag, 2001. p. 226-228.

CPRM-SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. *Mapa de Domínios e subdomínios hidrogeológicos do Brasil*. Rio de Janeiro: Ministerio de Minas e Energia. , 2007

DASH, R. R.; MEHROTRA, I.; KUMAR, P.; GRISCHEK, T. *Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation*. Hydrogeology Journal, v. 16, n. 6, p. 1089-1099, 7 maio 2008.

ECKERT, P.; IRMSCHER, R. *Over 130 years of experience with Riverbank Filtration in Düsseldorf, Germany*. Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA, v. 55, n. 4, p. 283-291, nov 2006.

FEITOSA, F.; FILHO, J.; FEITOSA, J.; DEMETRIO, G. *Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações*. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p. 812

GRELLMANN, C. *Aspectos da morfologia e ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil*. [S.l.]: Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; JASPERSE, J. L.; STOWE, S. M.; COLLINS, M. R. *What is an appropriate site for RBF?* (P. Fox, Ed.) *Management of Aquifer Recharge for Sustainability*. **Anais...** PHOENIX, ARIZONA USA: Acacia Publishing Incorporated. , 2007

GRISCHEK, T.; RAY, C. *Bank filtration as managed surface-groundwater interaction*. International Journal of Water, v. 5, n. 2, p. 125–139, 2009.

GRÜNHEID, S.; AMY, G.; JEKEL, M. *Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge*. Water research, v. 39, n. 14, p. 3219-28, set 2005.

- 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*. Lisse: Swets and Zeitlinger, 2002. p. 175-179.
- GUNKEL, G.; HOFFMANN, A. *Bank filtration of rivers and lakes to improve the raw water quality for drinking water supply*. In: GERTSEN, N.; SØNDERBY, L. (Eds.). *Water Purification*. New York: Nova Science Publishers, Inc., 2009. p. 137-169.
- HACH. *Hach DR/2010 Spectrophotometer procedures manual*. USA: Hach Company. , 2000
- HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. *Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil*. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 181, p. 347-361, 2011.
- HISCOCK, K. M.; GRISCHEK, T. *Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration*. *Journal of Hydrology*, v. 266, p. 139–144, 2002.
- HÜLSHOFF, I.; GRESKOWIAK, J.; GRÜTZMACHER, G. *Relevance and Opportunities of BF to provide safe water for developing and newly-industrialised counties*. [S.l: s.n.]. , 2009
- KLUTE, A.; DIRKSEN, C. *Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods*. In: KLUTE, A. (Ed.). *METHODS OF SOIL ANALYSIS. PART I: PHYSICAL AND MINERALOGICAL METHODS*. Second ed. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc., 1986. p. 687-732.
- KUEHN, W.; MUELLER, U. *Riverbank filtration an overview*. *Journal AWWA*, v. 92, n. 12, p. 60-69, 2000.
- LAUDARES-SILVA, R. *Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade f itoplanctônica da Lagoa do*

Peri, Santa Catarina, Brasil. São Paulo: Universidade Federal de São Carlos, 1999.

MONDARDO, R. *Influência da Pré-oxidação na Tratabilidade das Águas Via Filtração Direta Descendente em Manancial com elevadas Concentrações de Microalgas e Cianobactérias*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

OLIVEIRA, J. *Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri—Ilha de Santa Catarina-SC, Brasil*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

RAY, CHITTARANJAN. *Worldwide potential of riverbank filtration*. Clean Technologies and Environmental Policy, v. 10, n. 3, p. 223-225, 2 jul 2008.

RAY, C.; GRISCHEK, T.; SCHUBERT, J.; WANG, J.; SPETH, T. *A perspective of Riverbank filtration*. Journal AWWA, v. 94, n. 4, p. 149-60, 1 fev 2002.

SANDHU, C.; GRISCHEK, THOMAS; KUMAR, PRADEEP; RAY, CHITTARANJAN. *Potential for Riverbank filtration in India*. Clean Technologies and Environmental Policy, v. 13, n. 2, p. 295-316, 5 maio 2011.

SCHUBERT, J. *Hydraulic aspects of river bank filtration: field studies*. J Hydrol, v. 266, n. 3, p. 145-161, 2002.

SCHUBERT, J. *Significant of hydrologic aspects on RBF performance*. (S. A. Hubbs, Ed.)Riverbank Filtration Hydrology. Dordrecht: Springer Netherlands. , 2006.p. 1-20.

SENS, M.; MONDARDO, R.; DALSSASSO, R.; MELHO, L. *Filtração em Margem*. In: PROSAB (Ed.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano, Capítulo 5*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 173-236.

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, v. 10, n. 4, p. 351-358, 11 jan 2008.

SIMONASSI, J. *Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.

STUYFZAND, P. J.; JUHÀSZ-HOLTERMAN, M. H. A.; LANGE, W. J. *Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions*. In: HUBBS, S. A. (Ed.). *Riverbank filtration hydrology*. [S.l.]: Dordrecht: Springer Netherlands, 2006. p. 119–153.

BANK FILTRATION POTENTIAL IN SANTA CATARINA, BRASIL

ABSTRACTS

Bank filtration (BF) consists in the abstraction of water from wells or galleries located on an aquifer formed by unconsolidated materials in hydraulic contact with a surface water source. Through literature research we identified the main conditions for the application of BF. These include the availability of surface water and groundwater in hydraulic connection, the hydrogeology of the aquifer, hydrology of the water body, river morphology, composition of the river bottom and the quality and temperature of the surface water and the local groundwater. Based on these characteristics and using the Map of Domains / subdomains of Brazil Hydrogeological at 1:2,500,000 scale developed by the Geological Survey of Brazil - CPRM it was possible to determine, with the help of GIS, the sites with potential application of BF in the State of Santa Catarina. In this state, and similarly in most of Brazil, the main areas with potential for BF consist of alluvial, eolian and coastal deposits located mainly in the littoral regions. The Lagoa do Peri lake experience is presented as a successful case for BF application at pilot scale. Bank filtrate water showed a significant reduction in turbidity and apparent color associated with a reduction of organic matter, mainly phytoplankton including cyanobacteria. Additionally, the abstracted water showed anoxic conditions that would require an aeration and filtration post treatment.

Key words: Bank filtration, Water quality, Water Supply, Santa Catarina-Brasil.

Groundwater flow modeling as a supporting tool for evaluation of bank filtration potential – Case study: Lagoa do Peri in Santa Catarina, South Brazil

Ahrns, J.*, **Romero, L.G.****, **Sens, M.L.*****, **Grischek, T.***

*University of Applied Sciences Dresden, Division of Water Sciences, Friedrich-List-Platz 1, D-01069 Dresden, Germany, Email: ahrns@htw-dresden.de

**Costa Rica Institute of Technology, Department of Chemistry, 159-7050 Cartago, Costa Rica

***Federal University of Santa Catarina, Department of Environmental and Sanitary Engineering, 88040-900 Florianopolis, Brazil

Abstract

Groundwater flow modeling was used to evaluate the feasibility of bank filtration at a small strip of land between a lagoon and the sea. As a result of simulating different well gallery designs the importance of an existing channel for prevention of sea water intrusion is proven. Replacement of surface water abstraction by bank filtration with a minimum travel time of 20 days is feasible but should be accomplished by a specific monitoring system. Existing observation wells at an experimental site allow studies into water quality changes during bank filtration for travel times longer than 50 days. To look at shorter travel times, additional wells have to be installed.

Introduction

Bank filtration (BF) is proven to be a cost-effective and sustainable alternative to direct surface water withdrawal under a broad variety of site conditions. Its advantages cover a wide range of aspects related to drinking water production such as reduction of turbidity and suspended particles, removal of bacteria, viruses, and micro-pollutants, and equalization of short-time-scale variations in water quality and temperature seasonal changes (Hiscock & Grischek, 2002; Kuehn & Mueller, 2000; Schubert, 2006). Whereas bank filtration has a long history of application under moderate climatic conditions like those in central Europe, knowledge of biological and chemical processes in other environments, e. g. tropical or subtropical, is rather limited. For most processes resulting in an improvement of water quality from raw surface water to abstracted bank filtrate, average travel time in the aquifer, as well as distance between point of infiltration and abstraction well, are

thought to be the most important factors. Furthermore surface water quality, above-ground treatment steps, and water demand are essential parameters for designing BF sites. Location and abstraction rates of the appropriate number of wells need to be properly set to achieve an optimal distance and travel time to abstract water that best suits the subsequent treatment steps and ultimate desired water quality under the local hydrogeological boundary conditions.

At the Lagoa do Peri (Peri Lagoon) in Santa Catarina, South Brazil, surface water is currently used to provide drinking water for about 60,000 people through application of conventional rapid sand filtration and disinfection. However, high amounts of phytoplankton in the lagoon, especially during summer months (Romero et al., 2011a), limit the efficiency of the treatment plant due to the need for frequent back-flushing to maintain filter effectiveness (and significant associated water losses) and high concentrations of chlorine necessary for adequate oxidation and disinfection. In order to introduce an additional pre-treatment step able to remove a significant amount of the organic matter and thus reducing the extensive efforts currently needed for treatment, the potential for using bank filtration is presently investigated.

Bank filtration had been successfully applied to abstract raw water until 2000, but due to increased water demand the abstraction regime was changed to direct surface water withdrawal. Discussions have arisen in recent years about the possibility of resuming bank filtration to replace water production by direct surface water withdrawal. In this context several hydrological and hydrogeological investigations have been conducted to provide additional information (Romero et al., 2011). At present, field tests using one small test well and a transect of observation wells and various column experiments are underway, focused mainly on the processes involved in the removal of natural organic matter. That removal is important for disinfection byproduct formation of for example trihalomethanes, and microorganism regrowth in drinking water distribution systems. For removal processes, travel time and flow velocity exert the greatest influence on the spatial quality distribution of the bank filtrate in the aquifer. To determine these parameters for the field test site and for possible new bank filtration setups, a 3-dimensional groundwater flow model of the Lagoa do Peri catchment and the associated aquifer between the lagoon and Atlantic Ocean was developed based on limited available data.

Site description

The Island of Santa Catarina has an area of 424.4 km² and is located in the state of Santa Catarina in Southern Brazil. The state's capital Florianopolis with an estimated population of 300,000 lies partly on the island and partly on the mainland. Besides public administration, education, and fishing, tourism has become an important economic sector in the past two decades, resulting in a continuously increasing water demand due to the escalating numbers of hotels and tourists. Several lagoons exist on the island, of which the Lagoa do Peri is the second largest. Located in the south (Fig. 1), Lagoa do Peri comprises an area of about 5.7 km². The catchment area of the lagoon of about 20 km² is comparable to that of a municipal park. The catchment area is mostly covered by small and medium trees and shrubs, typical of the Atlantic Rain Forest (Fig. 2). The lagoon has a perimeter of about 11 km, a maximum longitude of 4 km, a minimum width of 1.5 km, max. depth of 11 m and medium depth of 7 m (Oliveira, 2002).



Fig. 1: Location of the site of investigation

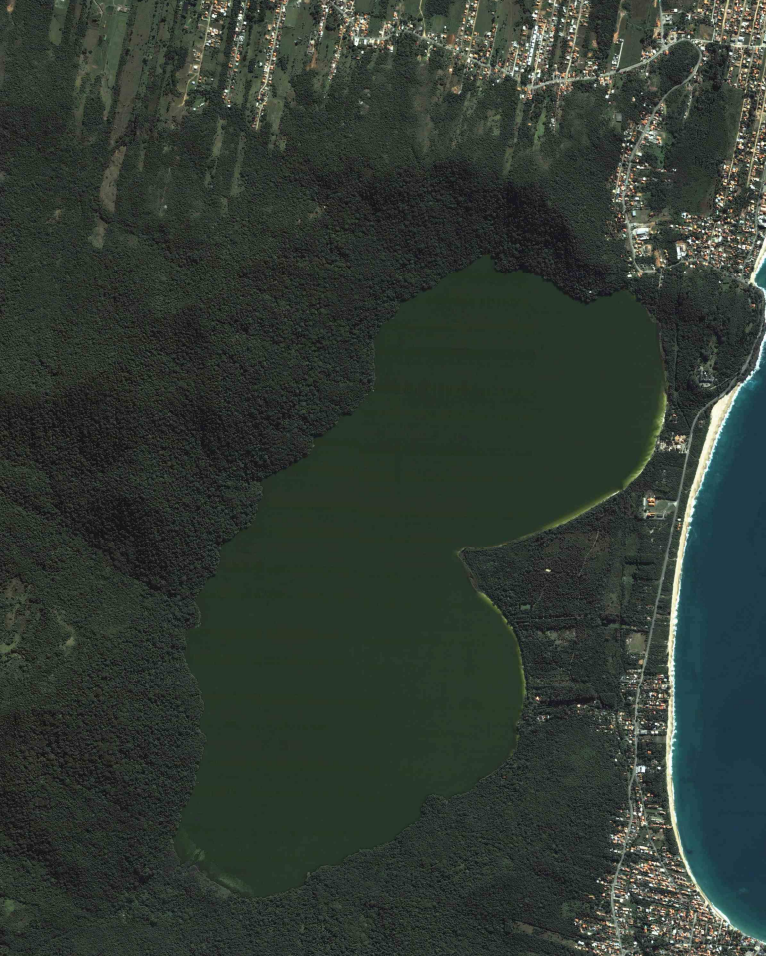


Fig. 2: View at the Lagoa do Peri

Hydrogeology

According to Oliveira (2002) the region around the Lagoa do Peri Lagoon presents two main geological sectors: the crystalline basement and the coastal plain. The first region covers almost the 75% of the Lagoa do Peri catchment area. That area includes an area of granite that goes N-NE, W, SW, S e SE N-NE, W, SW-S and a smaller area in the SE formed by volcanic rock of the rhyolitic type. The granite side shows four hills with the highest point at 440 m. The coastal plain area is on the east of the lagoon. Here, the lagoon is separated from the Atlantic

Ocean by a strip of land averaging about 600 m in width, and having an area of about 1.6 km². Mainly quaternary marine deposits formed by sandy materials with some silt, Clay and peat bags to a maximum depth of 20 m constitute that area. Around the channel, alluvial sediments are to be found.

The sediments at the bottom of the lagoon present two very well defined zones: one with extensive organic deposits and without (Oliveira, 2002, Simmonassi, 2001). The organic deposits are located in the central, south-eastern and western part of the lagoon with a thickness of more than 3.5 m (mean 5.4 m). This zone is affected by input of organic matter from the vegetation of the hills. The organic matter content in the deposits varies between 5 and 10% being often higher than 10 % (Oliveira, 2002). The sediments were classified as clayey silt and silty clay having a low hydraulic conductivity. The other zone with limited deposits is located in the eastern part of the lagoon and reflects the coastal plain area mentioned before. This region has a lower water depth of up to 3.5 m with a mean depth of 2.5 m. The lagoon bed material is composed by more than 75 % fine and medium sand having a low organic matter content (measured as ignition loss). In this zone, the vertical hydraulic conductivity of the upper 15-20 cm of the lagoon bed was determined in the field in March 2011 using the variable head standpipe method described by Chen (2000) and using a permeameter using the constant head method Klute, A. & Dirksen, C. (1986). Most samples and measurements were performed focusing an area of 30 m x 30 m near to the channel inlet area. The different values and methods applied are on Tab. 1. Previous studies, also showed in Tab. 1, indicated similar values.

Table 1: Vertical hydraulic conductivity in m/s of the lagoon sediments near channel inlet

Method	Standpipe Falling head	Permeameter Constant head	Standpipe Falling head Rabelo (2006)
Number of measurement points	10	16	8
Minimum	3.0*10 ⁻⁵	4.1*10 ⁻⁵	4.1*10 ⁻⁵
Maximum	8.7*10 ⁻⁴	4.4*10 ⁻⁴	3.2*10 ⁻⁴
Medium	2.2*10 ⁻⁴	2.1*10 ⁻⁴	1.8*10 ⁻⁴

Experimental site

In 2004 an experimental site was installed having 15 observation wells, 3 with a diameter of 100 mm and 12 with a diameter of 25 mm. A groundwater contour map for this network without pumping is shown in Fig. 3a. It should be noted that the unexpectedly elevated groundwater level measured in piezometer 5 likely represents a local anomaly; the possibility of measurement error should also not be excluded. The resulting groundwater contours and interpreted flowpaths should therefore not be considered representative of the larger region beyond the eastern boundary of the depicted area.

A pump was installed in a 100 mm observation well located 20 m from the lagoon bank and having a filter screen from 8 to 12 m below ground. The observed drawdown for a pumping rate of 24 m³/d in 2005 was 0.6 m. In January 2011, four new observation wells (P8, P20, P40, P57) and one pumping well (PP) were installed (Fig. 3b). The pumping well has a diameter of 100 mm and a filter length of 2 m, allowing water abstraction of up to 100 m³/d. Observation wells with a diameter of 50 mm and 2 m filter length were intended solely for monitoring purposes by enabling water level measurements and water sampling. However, pump tests showed that an abstraction rate of up to 33 m³/d from well P20 is possible with an acceptable drawdown of 1.25 m, which is still 0.25 m above sea water level. The filter screens are located at a depth between 8 and 10 m below ground (about 7 to 10 m below groundwater level) to abstract bank filtrate without a portion of seepage water by using low flow sampling. The location of the wells was defined based on application of Darcy's law, observed lagoon water levels, drawdown in the old pumping well and a planned abstraction rate of 24 m³/d at pumping well PP.

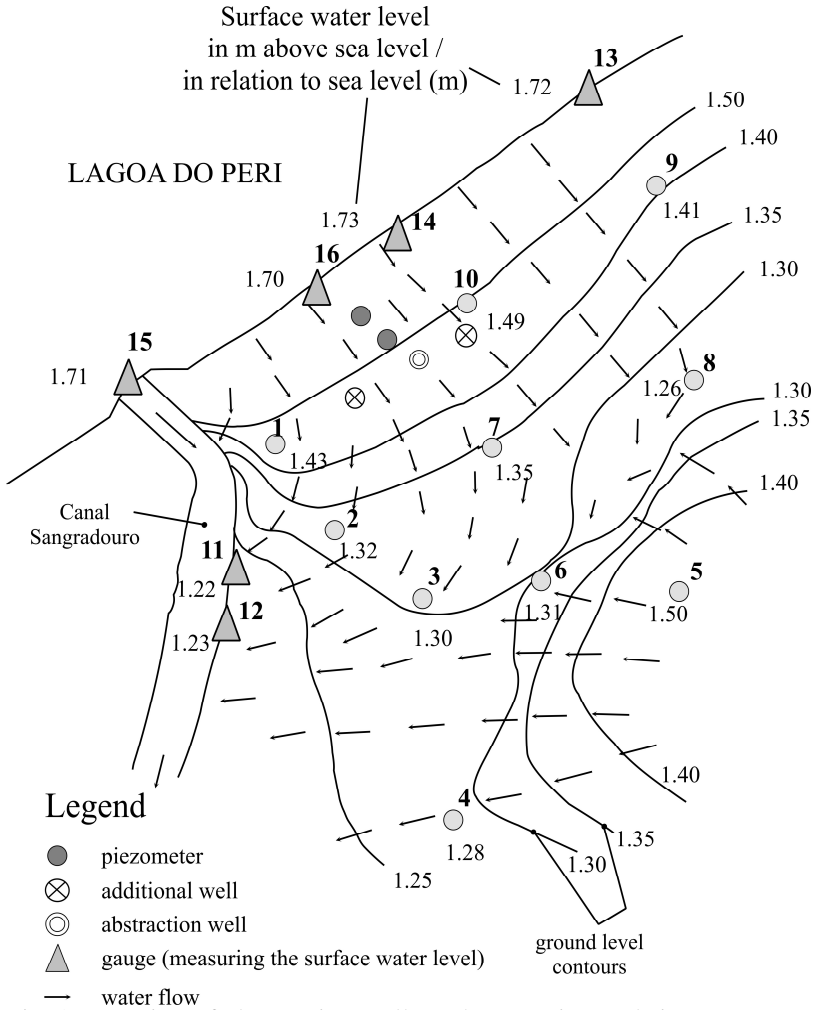


Fig. 3: Location of observation wells at the experimental site,

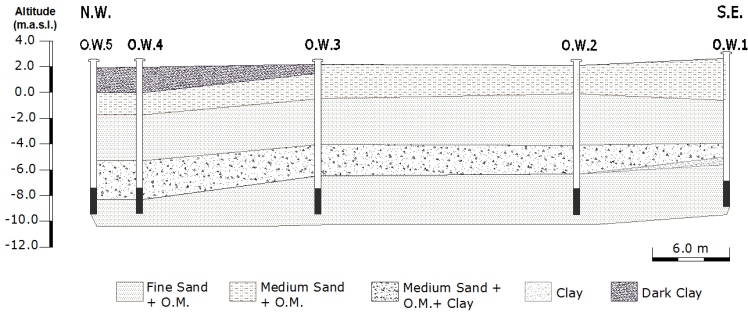


Fig. 4: Cross section of the experimental site

Pumping tests

Pumping tests were done to determine the hydraulic conductivity. A constant pumping rate of $1.4 \text{ m}^3/\text{h}$ was applied in well PP and the drawdown was measured in wells PP and P20 using dataloggers Solinst and a Lichtlot. The pumping rate was maintained until a constant level was reached in both monitoring wells in about 2 hours. A K of $1.5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ was calculated by Theis method and a K_v of $1.42 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ and K_h of $1.42 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ ($K_h/K_v = 10$) by the method of Moench. The data analysis was performed using the software Aquifer Test 3.5 (Waterloo Hydrogeologic, Inc).

Modeling aims

Modeling aims go into two directions. Firstly, simulations for different well gallery designs should contribute to a feasibility study on bank filtration. Realistic but fictive abstraction schemes should be evaluated, keeping into account and based on limited hydrological and hydrogeological data. Secondly, flow conditions at the established field test site should be clarified to support the sampling schedule and interpretation of water quality analysis. Thus, the following questions should be answered:

- Are potential bank filtration systems capable of providing abstraction rates to meet the water demand?
- Where does the water infiltrate, what are flow paths and travel times in the aquifer?
- How can a risk of salt water intrusion into the aquifer be prevented?

- To what extent would a gradual decrease of the lagoon bed permeability limit the long-term abstraction capacity of a bank filtration system?
- What abstraction rates must be applied for existing observation wells at the experimental site to achieve travel times of the bank filtrate comparable to those predicted by the model for the suggested bank filtration design?

Groundwater flow model

Conceptual model

A 3-D groundwater flow model was constructed using the software Processing Modflow for Windows (Chiang, 2005). The model contains boundary condition elements as given in Tab. 2. Fig. 4 shows the model domain including boundary conditions. The discretization varies from 100x100 m cells to 2x2 m cells around the channel inlet and existing observation wells. To account for elements like well filter screens, impermeable bank enforcement, and an impermeable concrete chute at the inlet of the channel, the unconfined aquifer is represented by 4 layers. Hydraulic properties (hydraulic conductivity, porosity and anisotropy) were set equal for all 4 layers. Steady state conditions were modeled in every scenario.

Tab. 2: Representation of elements in the numerical model

Element	Internal/External	Type of boundary condition
Lagoon (Lagoa do Peri)	internal	Cauchy (3 rd kind)
Channel		
Atlantic Ocean	external	Dirichlet (1 st kind)
Surrounding granite formation	external	Neumann (2 nd kind)
Aquifer bottom		
Artificial recharge		
Wells	internal	

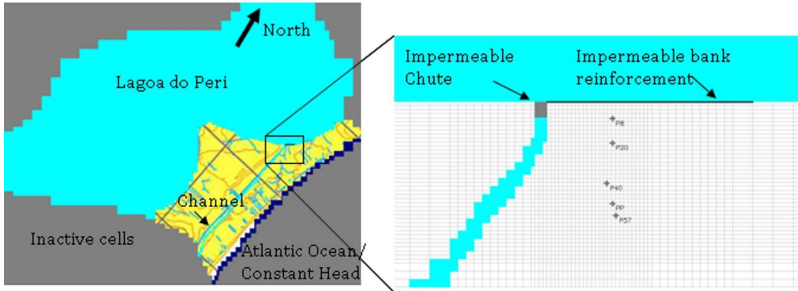


Fig. 5: Model domain and discretization

Model properties and sensitivity analysis

Due to the fact that the soil properties of the aquifer were investigated in only a very small part of the area to be modeled, uniform parameter values were assigned to all active cells of the model. The same simplification was made for geometric parameters, such as the vertical position of the aquitard below the aquifer and the aquifer thickness. A probable wedging of the aquifer towards the surrounding granite formation was not considered. Tab. 3 gives an overview of the values assigned to the model used to simulate the natural groundwater flow conditions. Secondly the values are given which were used in a worst case scenario to simulate a significant clogging of both lagoon and channel bed due to long-term abstraction. Included in the table are the ranges of parameter values as considered in the sensitivity analysis. The analysis was based on one of the fictitious bank filtration scheme scenarios. The deviation of the portions of different water sources being abstracted by the wells, as taken from the model water budget, was used as a measure of the sensitivity of the model with respect to the parameter varied. For the lagoon and the channel several zones were defined in order to obtain a higher resolution of the changes in infiltration/exfiltration patterns resulting from the variation of parameter values. The zones are highlighted in Fig. 5. Tab. 4 gives the results of the sensitivity analysis with respect to the variation in the clogging coefficient and anisotropy for the lagoon zones.

Tab. 3: Parameter values as used in current state model, worst case scenario and for sensitivity analysis

Parameter	Unit	Current state model	Worst case scenario	Range of values for sensitivity analysis
Horizontal hydraulic conductivity	m/s	10^{-4}	$7 * 10^{-5}$	$7 * 10^{-4} - 7 * 10^{-5}$
Anisotropy (horizontal/vertical hydraulic conductivity)	-	10	10	2 - 100
Clogging coefficients of lagoon and channel beds				
- zone 1 lagoon (embankment)	s	10^5	10^7	$10^5 - 10^7$
- zone 2 lagoon (channel inlet)		10^4		$10^4 - 10^7$
- zone 3 lagoon (south and west part of lagoon)		10^7		10^7
- channel		10^4		$10^4 - 10^6$
Porosity	-	0.25	0.25	-
Position of aquitard	m a. s. l.	-18	-18	-
Aquifer thickness	m	20	20	-
Water level of lagoon	m a. s. l.	1.93	1.2	1.2 - 2.5
Water level in channel at chute	m a. s. l.	1.69	1.0	1.0 - 2.3

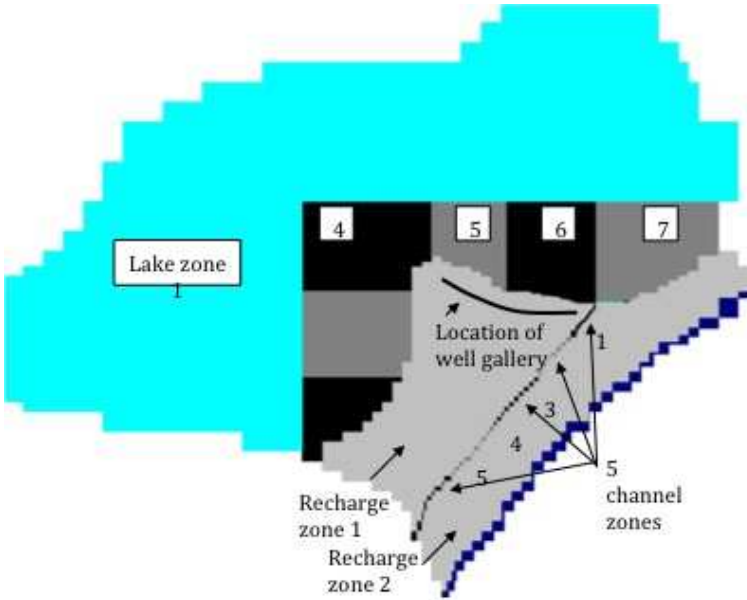


Fig. 6: Water budget zones (7 lagoon zones, 5 channel zones, 2 recharge zones, one on each side of the channel) for sensitivity analysis using

Tab. 4: Results of sensitivity analysis

Zone	Clogging coefficients of lake zones and channel		Anisotropy
	Portion of abstracted water for current state parameter value in %	Change of contribution to abstracted water in % of portion	
1	< 1	35 %	-45 / 11586 %
2	< 1	-28 %	-18 / 75 %
3	7	-5 %	-12 / 19 %
4	8	0 %	-8 / 20 %
5	31	-1 %	7 / -26 %
6	33	-11 %	0 / -14 %
7	5	-1 %	-8 / 42 %

Calibration

For a reliably calibrated model a sufficient amount of observed data must be available, ideally covering all relevant and representative natural conditions in the entire area to be modeled. In this particular

case, however, the existing observation wells used to monitor groundwater table elevations are concentrated in an area equal to less than 0.5 % of the total catchment. Therefore the comparison of calculated and measured groundwater table elevations can give reliable information about the quality of the model only to a very limited extent. Secondly all groundwater level data available result from measurements conducted during the summer period between January and March 2011. In this period the groundwater table in the area of the existing observation wells rises to close to ground surface, even flooding parts of the land surface. Therefore the groundwater level is on short time scales influenced not only by the water level of the nearby lagoon but also shows instantaneous response (within hours) to rain events. As local precipitation data were not available at such a high temporal resolution, the measured groundwater levels cannot be reliably reproduced in a steady state model in which an average annual artificial recharge is assigned. The third limitation on the applicability of the measured groundwater levels is the poor condition of the older piezometers. The lack of proper sealing leads to even faster responses to rain events and measured levels that strongly deviate from levels determined in nearby new observation wells. Fig. 6 shows the comparison of calculated vs. measured data for two scenarios, illustrating this discrepancy. Fig. 6.1 shows the water budget data for the defined zones in the calculated current state scenario without pumping.

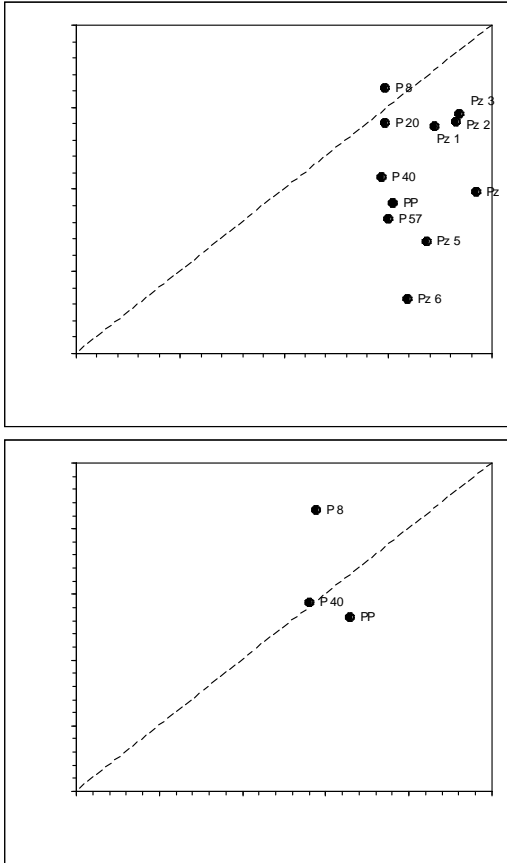


Fig. 7: Measured vs. observed groundwater levels for two scenarios

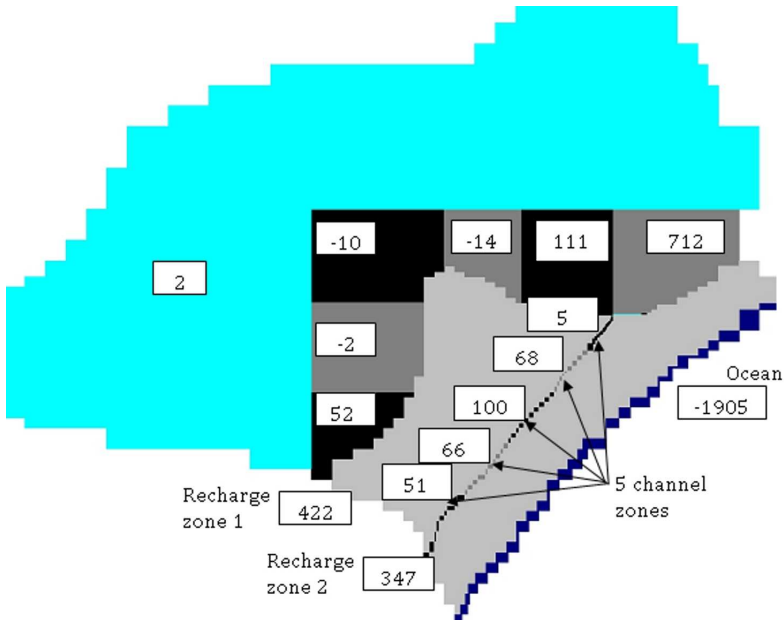


Fig. 8: Water budget in m^3/d in calculated current state model (without pumping)

Scenarios of fictitious bank filtration catchment

The model's main purpose was to assist in evaluating the feasibility of using bank filtration to provide quantities of raw water at least equal to the volumes currently produced by direct surface water withdrawal. While the lagoon and its catchment is in principle capable of providing sufficient amounts of water for direct withdrawal without inducing salt water intrusion, the abstraction of raw water via wells rather than from the lagoon itself has a significantly larger influence on local geohydraulic conditions. Therefore the possibility of salt water intrusion must be ruled out by an adequate design of the BF system within the lagoon catchment.

In order to determine the impact of the position of wells or well galleries on the origin of the abstracted water, including possible fractions of salt water from the ocean or upconing brackish groundwater, four different well field designs were simulated. All designs have a total abstraction rate of $17,300 \text{ m}^3/\text{d}$, the current water production rate. 10 wells were set in scenarios 1, 2 and 3, while the well gallery in scenario 4 consists of 20 wells, resulting in abstraction rates per well of $72 \text{ m}^3/\text{h}$ and $36 \text{ m}^3/\text{h}$

respectively. Considering the aquifer thickness and hydraulic conductivity, these rates can be assured using the proper well and well field design. The distance between wells and the nearby lagoon shore varies from about 20 to 40 m in all scenarios. This variation is due to the discretization of the model domain and preconditions of available land. Since the actual position of the wells would depend on several factors like access to the construction site and vegetation to be preserved inside the municipal park, a more accurate positioning of the wells within the model is not necessary. The intention is merely to determine whether saltwater intrusion is likely to occur or not.

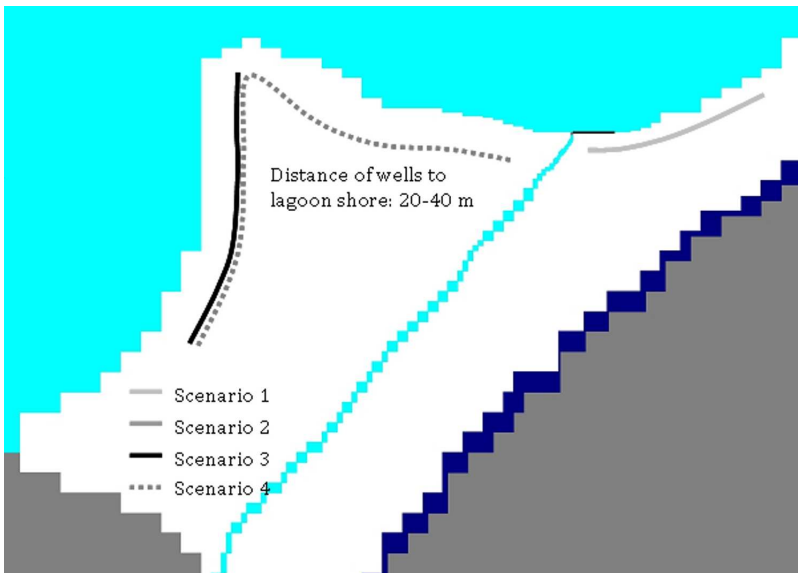


Fig. 9: Location of well galleries in the 4 fictitious catchment scenarios

Results and Discussion

Evaluation of well gallery designs

As expected, the location and length of the well galleries have a major impact on the sources and composition of the abstracted water. The first and most important finding is that a well gallery between lagoon and ocean northeast of the channel inlet (scenario 1) will cause significant intrusion of saltwater. Even though different densities of fresh and salt water were not considered in the model, a continuous (steady state) infiltration of ocean water was found. In contrast, for the other scenarios

(2 - 4) model results showed a significant infiltration of water from the channel to the wells, and none from the ocean. Here the channel serves as a hydraulic barrier. Even though the actual position of the saltwater-freshwater interface could not be simulated with this model, it is estimated that a major shift of the interface due to the pumping does not occur, because most of the water from recharge in recharge zone 2 (Fig. 5) is still calculated to be flowing towards the ocean rather than towards the channel.

Another (expected) result was that with increasing length of the well gallery along the lagoon, the area of infiltration in the lagoon but also in the channel increases, leading to more moderate infiltration velocities and longer travel times of the bank filtrate. This could be of importance for the long-term operation of the catchment, as it can be assumed that lower infiltration rates cause less clogging of the bed and banks of the surface water body (Grischek et al., 2010). Fig. 8 illustrates the zonal contribution to the abstracted water for scenario 2. Tab. 5 gives a summary of the calculated minimum residence times of the abstracted bank filtrate for the modeled scenarios.

The third major finding results from the application of parameter values as defined for the worst case scenario (Tab. 5). Here, infiltrating ocean water could also not be observed for scenarios 2, 3 and 4, indicating that the operation of a bank filtration scheme is also possible over a long period of time. Of course, this is only true if the channel is fed by fresh water from the lagoon. During a dry period in 2007, no surface flow was observed at the channel inlet. But groundwater was feeding the channel not far from the inlet, resulting in an unaccounted discharge towards the ocean. Nevertheless, planning of any well field design should include an appropriate field study. Drilling is needed to determine the aquifer thickness at more locations, installation of observation wells to produce water level contour maps as basis for more accurate modeling and to allow water sampling to check the salinity of the groundwater during operation of the wells. According to the importance of infiltration in the channel to prevent salt water intrusion, specific monitoring measures should be taken to control the infiltration rates and potential clogging of the channel bed. Options for measures against clogging in the channel should be evaluated and discussed with the nature preservation administration already during the planning process.

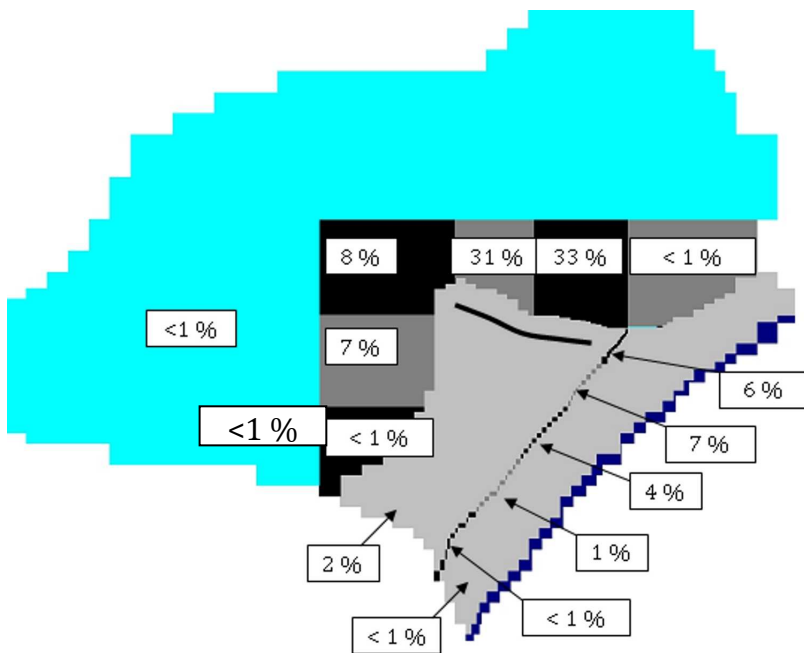


Fig. 10: Contribution of zones to the abstracted water in scenario 2

Tab. 5: Contribution of zones in % to the abstracted water and minimum residence time of bank filtrate for all scenarios

Scenario	For observed parameters and boundary conditions				Worst case scenario			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Minimum Residence Time	< 10	20 - 25	25 - 30	30 - 35	> 80 ¹⁾	25 - 30	40 - 45	30 - 35
Zone								
lagoon 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
lagoon 2	< 1	< 1	14	6	< 1	< 1	14	7
lagoon 3	< 1	6	40	24	< 1	8	26	23
lagoon 4	< 1	7	14	10	< 1	8	18	11
lagoon 5	< 1	31	12	23	< 1	30	16	22
lagoon 6	7	32	2	17	16	30	5	18
lagoon 7	65	5	< 1	< 1	28	4	< 1	1
channel 1	7	5	< 1	3	3	5	1	3
channel 2	2	6	2	4	4	6	2	4
channel 3	1	4	5	5	1	4	6	4
channel 4	0	1	5	3	< 1	1	6	3
channel 5	< 1	< 1	2	1	< 1	< 1	3	1
recharge zone 1	1	2	2	2	2	2	2	2
recharge zone 2	2	< 1	< 1	< 1	2	< 1	< 1	< 1
Ocean	13	0	0	0	42	0	0	0
¹⁾ the increased residence time occurs due to a loss of hydraulic connection between lagoon and aquifer along the shore closest to the wells								

Calculation of the travel time of bank filtrate at the experimental site

Modeling was further used to re-check if the observation wells and a pumping well installed at the experimental site would allow sampling of bank filtrate to study water quality changes along the flow path. Based on the modeling results for the different well field designs minimum travel times of bank filtrate were about 20 days. Thus, such travel time should be achieved also in the installed cross-section of observation wells.

Travel times were calculated for different scenarios using ModPath. Due to the gradient between the water level in the lagoon and the channel, at the experimental site natural bank filtration occurs even without pumping. Fig. 9 shows 100-day isochrones (lines of equal travel time in 100-day intervals) of the bank filtrate flow along the cross section without any pumping. The travel time of the bank filtrate

exceeds 100 days before reaching the filter screen of the well closest to the lagoon (P8). This unexpectedly long time is partly a result of the great depth of the 2-m-long filter screen, which is located between 8 and 10 m below ground surface. Also the isochrones illustrate the spatial infiltration distribution identifying a approximately 50 m wide strip along the lagoon shore as the area of significant natural infiltration. The area beyond this strip is in regard of infiltrating surface water neglectable and is in accordance with the results of the different fictitious bank filtration scenarios.

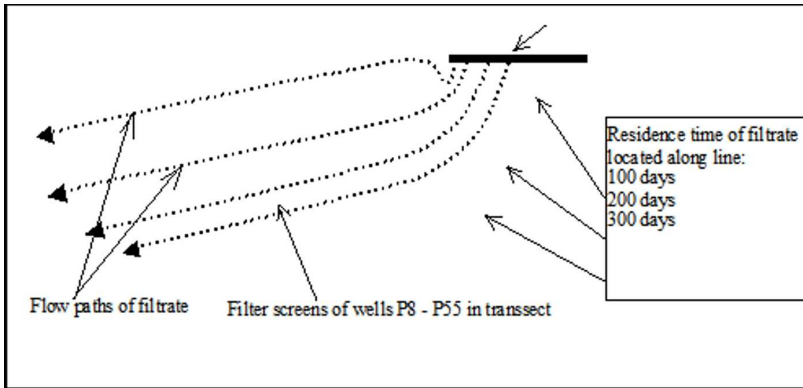


Fig. 11: 100-day isochrones for naturally induced flow of bank filtrate

In order to significantly decrease the travel times, different abstraction rates were assigned to well PP, P20 and both wells simultaneously. As the use of well PP for abstraction provides the opportunity to sample filtrate in three different locations (P8, P20 and P40), abstraction in well P20 would (because of the short distance to the lagoon) presumably have a larger impact on the hydraulic gradient between lagoon and well, and therefore also on the flow velocity. Tab. 6 summarizes abstraction rates and modeled travel times of bank filtrate before reaching the observation wells for 13 different scenarios. Travel times were divided into minimum, maximum and mean times because during sampling from two meters long filter screen a mixture of groundwater having different travel times will be pumped.

Tab. 6: Abstraction rates and travel times for different abstraction scenarios

Scenario no.	Abstraction rate in m ³ /d			Travel time in days														
	PP	P20	total	P8			P20			P40			PP			P57		
				min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max	mean
1	0	0	0	130	180	155	190	260	225	330	380	355	400	460	430	460	510	485
2	30	0	30	100	150	125	160	210	185	240	280	260	300	-	-	-	-	-
3	70	0	70	80	130	105	125	175	150	185	240	212.5	200	-	-	-	-	-
4	100	0	100	70	120	95	110	150	130	160	210	185	160	-	-	-	-	-
5	0	20	20	85	150	117.5	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	0	30	30	80	140	110	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	0	50	50	65	120	97.5	65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	30	30	60	75	120	97.5	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	70	30	100	65	105	85	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	100	30	130	55	95	75	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	30	50	80	60	105	82.5	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	70	50	120	55	95	75	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	100	50	150	50	85	67.5	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Applying maximum abstraction rates of 100 m³/d for PP and 50 m³/d for P20 lead to minimum travel times of about 55 days to well P8. Fig. 10 shows isochrones for bank filtrate entering the centre of the filter screen for scenarios 4 (left), 7 (right) and 13 (middle). Figs. 11-13 present isochrones in the cross section starting from the infiltration of the bank filtrate for the same scenarios.

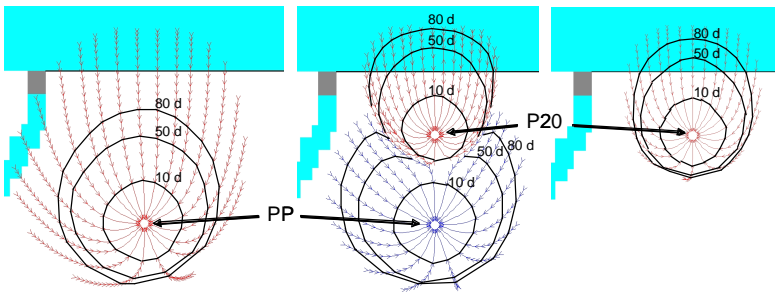


Fig. 12: Isochrones for abstracted bank filtrate for scenarios 4 (left), 7 (right) and 13 (middle)

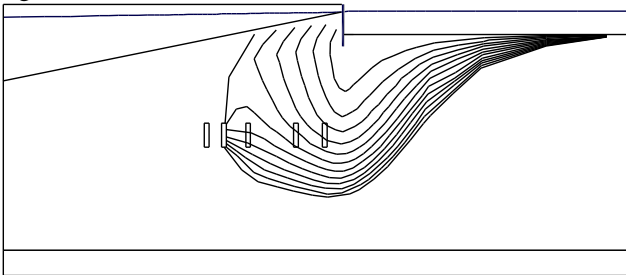


Fig. 13: 25-day Isochrones of bank filtrate as obtained from scenario 4

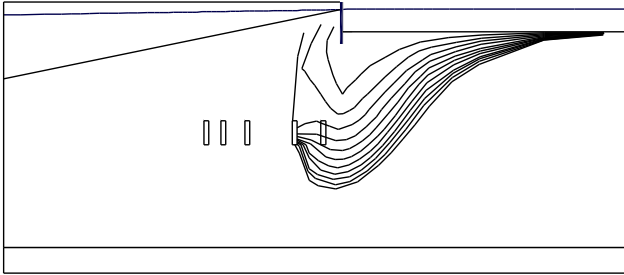


Fig. 14: 25-day Isochrones of bank filtrate as obtained from scenario 7

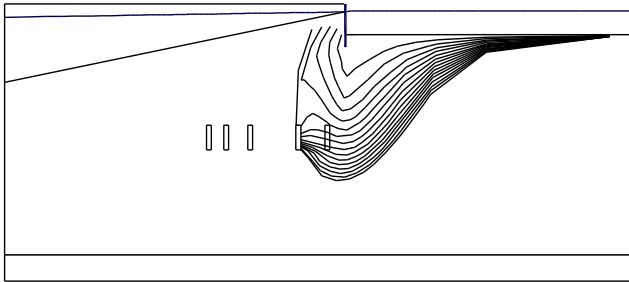


Fig. 15: 10-day Isochrones of bank filtrate as obtained from scenario 13

The shortest travel time of bank filtrate was found to be 50 days for well P8 for a maximum abstraction of $150 \text{ m}^3/\text{d}$ from wells PP and P20. Thus, the existing cross-section is not appropriate to study water quality changes for less than 20 days travel time. One option would be the installation of a new well having a larger diameter and longer filter screen. As a replacement for well PP, such well needs to have an abstraction rate of more than $20 \text{ m}^3/\text{h}$ ($500 \text{ m}^3/\text{d}$) to achieve a travel time of about 30 days at well P8. Drilling and well equipment for such amount of water as well as the energy supply infrastructure and energy consumption are not seen appropriate for an experimental site. Thus, a better option is to pump P20 and to install one or two additional observation wells at lower depth near to the lagoon bank. This has been implemented as a result of modeling in May 2011. Three mini-piezometers having a filter length of 10 cm were installed 1 m from the lagoon bank at 4 m, 5 m and 6 m below ground.

As an alternative method for monitoring the probable water quality development for travel times of about 20 days, the flow of bank filtrate between lagoon and channel was simulated. The water table between lagoon and channel below the chute differs from xx to 60 cm, ranging

between 20 and 30 cm during the measurement period. The existing hydraulic gradient leads to travel times as presented by isochrones in Fig. 14. The minimum travel time was determined to be less than 40 days for the bank filtrate flowing directly next to the chute, assuming impermeability. It is conceivable that one could simply insert small piezometers into these flow paths to collect samples for water quality analysis, precluding the need for pumping of any kind. However, in contrast to the scenarios described above, the bank filtrate's shortest flow path is very close to both the groundwater table and the land surface. Thus it is likely that the quality of the bank filtrate is also substantially affected by artificial recharge and interactions with biologically active regions of the unsaturated zone (based on field experiences). Furthermore, the water level difference at the chute is not steady-state (Fig. x-Water level diagram in Site description) and any change would affect the flow paths and travel times. Therefore, it must be doubted, whether the results obtained from these investigations can be used as a proxy to reliably predict the water quality of bank filtrate abstracted by a production well.

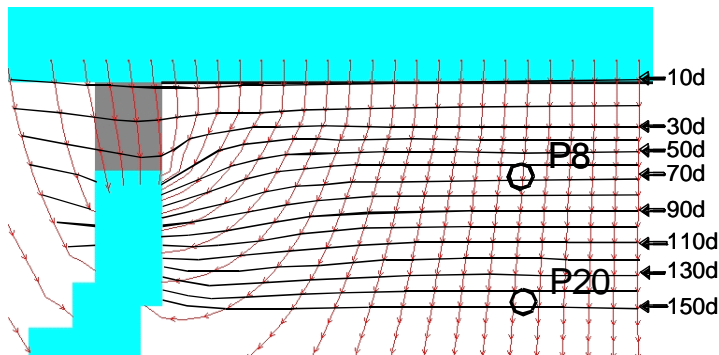


Fig. 16: Flow paths and travel time of bank filtrate exfiltrating into the channel

Summary and Conclusions

In the context of a numerical groundwater flow model, the results of numerous previously conducted field experiments were brought together to create a comprehensive picture of the geohydraulic conditions present at the field site Lagoa do Peri. The simulated fictitious scenarios indicated that the desired substitution of direct surface water withdrawal (at the current abstraction rates) with a newly constructed BF system is feasible, provided that it is properly located between the lagoon and the

outlet channel. Comparison of simulated scenarios illustrates the crucial role played by the channel in preventing saltwater intrusion, by acting as a hydraulic barrier. When located northeast of the channel between lagoon and ocean, significant flow rates from the ocean to the wells occurred. Therefore the BF system cannot be located directly beside the waterworks which will incur additional construction costs. Before initiating full scale installation of a well gallery, raw water production should be progressively shifted from surface water withdrawal to abstraction of bank filtrate as construction of the well gallery proceeds to completion. This approach affords the opportunity to continuously monitor the changing geohydraulic conditions as more wells are brought online. Continuous measurements of water levels in and beneath the channel to determine infiltration rates will be a key issue in a monitoring system. Deviations from the predicted response of the aquifer-lagoon system can be accounted for by modifications to the design of the BF system still to be constructed.

The use of the existing observation well transect to create and observe the geohydraulic conditions, namely bank filtrate travel times, as expected on the basis of the modeled scenarios does not currently appear practical. In order to acquire samples of bank filtrate after travel times of about 20 days additional sampling points must be installed. We recommend the insertion of piezometers at different depths near to the lagoon bank, which could be used in conjunction with tracer tests to determine the travel times corresponding to the various piezometer depths. Samples can then be drawn to assess the water quality after different travel times, the results of which can be used to specify the optimal distance between the wells and lagoon, which achieves a balance between water quality improvement and the desire to place the wells as close as possible to the lagoon.

Acknowledgement

The authors acknowledge financial support of the scientific collaboration by the German Research Foundation DFG. The authors are grateful to Dr. Anderson Paiva, Federal University of Pernambuco, for support with pumping test analysis, and Bruno Segalla for support with field experiments.

References

- Chen, X. (2000) Measurement of streambed hydraulic conductivity and its anisotropy. *Environ. Geol.* 39(12), 1317-1324.
- Chiang, W.-H. (2005) 3D-Groundwater Modeling with PMWin. 2nd ed., Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Hiscock, K.M., Grischek, T. (2002) Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J Hydrol* 266:139-144
- Kuehn, W, Mueller, U. (2000) Riverbank filtration: an overview. *J Am Water Works Assoc* 92(12):60-69.
- Klute, A. & Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In *Methods of Soil Analysis. Part I: Physical and Mineralogical Methods*. American Society of Agronomy-Soil Science Society of America.
- Oliveira J.S. (2002) Análise sedimentar em zonas costeiras: Subsídio ao diagnóstica ambiental da Lagoa do Peril – Ilha de Santa Catarina-SC, Brasil (Sediment analysis in the coastal zones: Contribution to the environmental investigation of the Lagoa do Peri), M.Sc. thesis, Department of Geosciences, Federal University of Santa Catarina, Brazil, pp 154.
- Romero, L.G. Sens, M.L., Pizzolatti, B.S., Mondardo, R.I., Grischek, T. (2011a) Filtração em margem como uma alternativa de tratamento de água para remover cianotoxinas no Brasil (Bank filtration as a water treatment alternative to remove cyanotoxins in Brazil). *Journal XXX*, xxx.
- Romero, L., Sens, M., Schoenheinz, D., Grischek, T. In preparation. Bank filtration water quality evaluation in a subtropical lake: Lagoa do Peri Lake in Santa Catarina, South Brazil
- Schubert, J. (2006) Significance of hydrologic aspects on RBF performance. In: Hubbs, S.A. (ed.) *Riverbank Filtration Hydrology Impacts on System Capacity and Water Quality*. NATO Sciences Series, Springer, The Netherlands, 1-20.
- Simonassi, J.C. (2001) Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, Brasil. M.Sc. thesis, Department of Production Engineering, Federal University of Santa Catarina, Brazil, pp 66.

Tratamiento de agua potable por filtración inducida en una laguna costera en el sur de Brasil

Bank filtration drinking water treatment in a costal lagoon in south Brazil

Luis G. Romero. Licenciado en Química, Universidad de Costa Rica. M.Sc. en Ciencia y Tecnología Ambiental, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Holanda. Estudiante de Doctorado del Programa de Posgraduación en Ingeniería Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil. Profesor adjunto, Escuela de Química, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica. Correo electrónico: lromero@itcr.ac.cr

Bruno S. Pizzolatti. Master en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil. Estudiante de Doctorado del Programa de Posgraduación en Ingeniería Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

Mauricio L. Sens. Dr. en Ingeniería Ambiental, Université de Rennes I, Francia. Profesor Titular, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

Palabras clave: Tratamiento de agua potable, filtración inducida, calidad de agua, laguna costera, sur de Brasil

Resumen

La filtración inducida (FI) consiste en obtener agua potable de pozos situados en acuíferos de aluvión u otro tipo de depósitos no consolidados conectados hidráulicamente con una fuente de agua superficial. La posibilidad de aplicar esta técnica en las riberas de la laguna Lagoa do Peri, Brasil, se evaluó a nivel piloto. Por medio de observación y de análisis granulométricos se determinó que el fondo de la laguna y el acuífero aledaño presentan una textura arenosa. Además, ensayos de permeámetro de carga constante, de tubo de carga variable y de bombeo, mostraron que la conductividad hidráulica en las mismas zonas se encuentra cercana a 10^{-4} m/s, misma magnitud encontrada en otras latitudes donde la FI se aplica con éxito. El agua captada en un

pozo a 20 m de la Lagoa do Peri presentó valores de turbidez y color aparente acordes con los patrones de calidad locales. Se observó un aumento en la dureza y la alcalinidad, atribuido a la erosión de los materiales del subsuelo, sin llegar a superar lo estipulado en la legislación. Finalmente, el agua producida por la FI mostró ser de mejor calidad en términos de turbidez y color aparente que el agua de la laguna tratada por filtración directa en una estación de tratamiento (ETA) ubicada en el lugar. El agua producida por la FI presentó condiciones anóxicas que harían necesario el postratamiento por aireación y filtración, proceso en el cual se podría aprovechar la infraestructura de la ETA existente.

Key words: Drinking water treatment, bank filtration, water quality, coastal lagoon, South Brazil

Abstract

Bank filtration (BF) consists in obtaining drinking water from wells in alluvial aquifers or other unconsolidated deposits hydraulically connected with a surface water source. The possibility of applying this technique was evaluated in a pilot scale on the banks of the Lagoa do Peri lagoon, Brazil. Observation and grain size analysis showed that the bottom of the lagoon and the adjacent aquifer have sandy texture. In addition, tests of constant head permeameter, standpipe falling head and a pumping test, showed that the hydraulic conductivity in the same areas is close to 10^{-4} m / s, same magnitude found in other places where the BF is applied successful. The water from a well at 20 meters from the Lagoa do Peri showed levels of turbidity and apparent color according to the local quality standards. It was observed an increase in hardness and alkalinity, attributed to erosion of subsurface materials, without actually exceed the provisions of the legislation. Finally, the water produced by BF was found to be of better quality in terms of turbidity and apparent color than the lagoon water treated by direct filtration in a waterworks located on the site. The water produced by BF showed anoxic conditions that would require the post treatment by aeration and filtration, to do that, the existing infrastructure of the waterworks would be useful.

Introducción

Las principales presiones sobre la producción de agua potable son el crecimiento demográfico y el aumento en el ingreso per cápita asociados

al aumento del consumo doméstico, el requerimiento agrícola y la producción energética e industrial (World Water Assessment Programme, 2009). Mientras tanto, las principales fuentes de agua están limitadas a las de origen superficial y subterráneo. Las primeras son muy susceptibles a la contaminación y las otras sufren por los altos costos del bombeo y principalmente la sobreexplotación. Lo anterior ha creado la necesidad de encontrar nuevas fuentes de agua de buena calidad. Una alternativa todavía poco explorada en muchos países es la extracción de agua de acuíferos aluviales o formados por materiales no consolidados, conectados hidráulicamente a una fuente de agua superficial. Durante el bombeo en pozos cercanos a ríos y lagos ubicados en ese tipo de formaciones, el agua superficial es inducida a infiltrar por el fondo del lecho del río/lago y migrar por el acuífero hasta alcanzar los pozos (Grischek & Ray, 2009). Esta técnica se conoce como filtración inducida (FI).

Durante el recorrido del agua superficial hasta el pozo, la calidad del agua mejora, entre otros, en turbidez, materia orgánica, precursores de subproductos de desinfección, bacterias, microcontaminantes y actividad mutagénica (Schubert, J., 2006). Sens *et al.* (2006) atribuyen a la FI la capacidad de remover pesticidas, productos farmacéuticos, disruptores endocrinos, virus, parásitos, fitoplancton y toxinas de algas. La FI también puede remover compuestos olorosos de origen industrial como mentol, limoneno e hidrocarburos aromáticos como benceno y tolueno (Juttner, 1995). Además, presenta la capacidad de compensar variaciones de temperatura y cargas de contaminación repentina (Schubert, 2006; Hiscock & Grischek, 2002; Kuehn & Mueller, 2000). Con relación a los costos de operación, la FI presenta una reducción en el uso de productos químicos como coagulantes y desinfectantes y consecuentemente menor demanda de mano de obra (Ray *et al.* 2002).

Durante el recorrido del agua hasta el pozo, las características del agua cambian debido a procesos de filtración física, degradación microbiana, intercambio iónico, precipitación, sorción, dispersión de los componentes químicos del agua superficial en el acuífero y posterior dilución con el agua subterránea local (Ray *et al.* 2003). La eficiencia de la FI depende de la hidrogeología del acuífero, de la hidrología y morfología del cuerpo de agua, de la composición del fondo del río/lago, tiempo/distancia de recorrido hasta los pozos y de la temperatura del agua superficial y subterránea.

La FI se ha aplicado con éxito en Europa durante más de 100 años (Ray *et al.*, 2002) y en Estados Unidos a partir de la segunda mitad del siglo

XX (Ray *et al.*, 2003). Estudios recientes indican su aplicación en India y Egipto (Shamrukh & Abdel-Wahab, 2008 & Dash *et al.* 2007). Sens *et al.* (2006) iniciaron algunos estudios en la laguna Lagoa do Peri (en adelante referida como Lagoa) en el estado de Santa Catarina, Brasil. Esta es una laguna costera de agua dulce que presenta alto contenido de fitoplancton durante todo el año. El agua de la Lagoa tratada por filtración directa se utiliza para el abastecimiento de agua potable a cerca de 100 000 personas. Debido al alto contenido de fitoplancton (10^5 - 10^6 células/mL), los filtros de la estación de tratamiento se deben lavar periódicamente, ocasionando pérdidas por el uso de mano de obra y agua previamente tratada. El objetivo del presente trabajo es estudiar las condiciones hidrogeológicas de la Lagoa do Peri y evaluar mediante un sistema piloto de FI el potencial de dicha técnica. Además, se efectuó una comparación entre la calidad del agua obtenida por FI y la producida por filtración directa.

Descripción del lugar de estudio

La Lagoa do Peri se encuentra en la Isla de Santa Catarina, estado de Santa Catarina, al sur de Brasil (Fig. 1). La cuenca de la Lagoa forma parte del Parque Municipal Lagoa do Peri desde la década de 1980, por lo que las principales actividades en la región son el turismo ecológico y recreativo. No obstante, desde 2000, el agua de la Lagoa se utiliza como fuente de consumo para la región Sur de la isla. El clima de la región es del tipo subtropical, con una temperatura media de 24,3 °C en el verano y 16,4 °C en el invierno. La precipitación anual media es de alrededor de 1519 mm, siendo mayor durante la primavera y el verano (de octubre a marzo) (Mondardo, 2004 & Simonassi, 2001). De manera similar, los vientos desde los cuadrantes N-NE y S-SE presentes todo el año aumentan en ese mismo periodo (Hennemann & Petruccio, 2011).

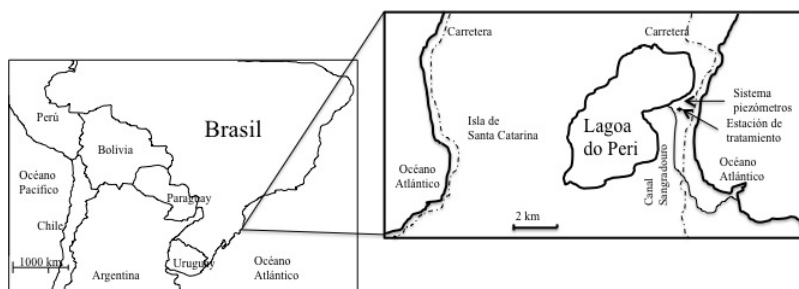


Figura 1: Ubicación de la Lagoa do Peri y el lugar de estudio.

La Lagoa está rodeada al oeste, norte y sur por varias colinas y limita al este con una pequeña franja de terreno que la separa del mar (Fig. 1). La vegetación en las colinas es del tipo “mata atlántica”, formada por árboles de tamaño medio y arbustos. En la región este la vegetación es del tipo restinga. La cuenca donde se encuentra la Lagoa comprende alrededor de 20 km². La Lagoa tiene un área superficial de 5,2 km² y se encuentra aproximadamente a 3 m sobre el nivel del mar, con el canal Sangradouro sirviendo como salida al mar (Fig. 1) (Mondardo, 2004 & Simonassi 2001).

La geología alrededor de la Lagoa es del tipo granito (N-NE, W, SW, S y SE), reolito (SE) y predominan los materiales arenosos del tipo marino eólico en la planicie costera (Oliveira, 2002). Según Simonassi (2001), el fondo de la Lagoa presenta dos tipos de sedimentos claramente separados: orgánicos en la parte sur oeste e inorgánicos en la región este. El primer tipo de sedimentos presenta materia orgánica superior al 10% (el promedio de 20 muestras fue de 33,4%) y una fracción mineral de limo y arcilla. Este tipo de sedimento tiene su origen en la erosión del material cristalino y la vegetación alrededor de la Lagoa. Los sedimentos inorgánicos al este de la Lagoa reflejan los materiales arenosos de la franja costera mencionada anteriormente.

Materiales y métodos

Sistema de filtración inducida y estación de tratamiento para filtración directa

El sistema de infiltración inducida se construyó durante el mes de enero de 2011 en la parte este de la Lagoa, al norte de la salida al canal Sangradouro. Se utilizaron piezómetros de 50 mm de diámetro para medir el nivel del agua a 8 m, 20 m, 40 m y 57 m (OW1, OW2, OW3 y OW5) de distancia desde el borde de la Lagoa. Se perforó un piezómetro de 100 mm de diámetro a 55 m de la orilla (OW4) (Fig. 2). Todos los piezómetros llegaron hasta una profundidad de aproximadamente 12 m. La zona de ranuras de los piezómetros se ubicó entre los 10 y 12 m de profundidad. Todos se construyeron siguiendo la norma de la Asociación Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) “Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – Parte 1: Projeto e construção” ABNT 15495-1:2007 (ABNT, 2007). El desarrollo de los pozos/piezómetros se basó en el procedimiento de

“surging” y “overpumping” descritos en la norma ASTM D 5521 – 05 (ASTM, 2005).

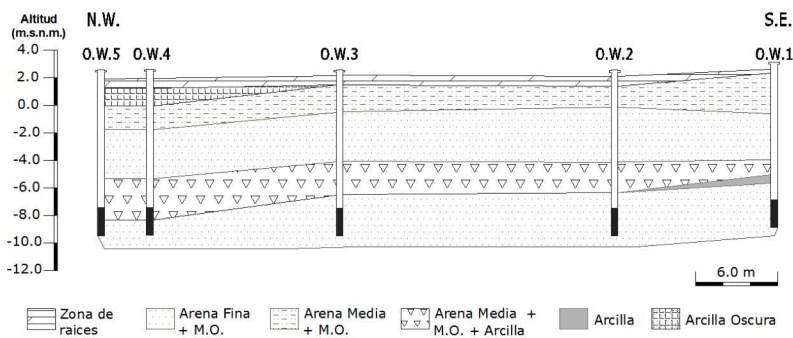


Figura 2. Perfil de los piezómetros construidos.

Desde el año 2000, el agua de la Lagoa se trata en una estación de tratamiento de agua por filtración directa (ETA) (Fig. 1). En esta, el agua captada en la fuente pasa por las etapas de adición de policloruro de aluminio como coagulante, mezcla rápida, filtración y desinfección. La filtración se realiza en cinco filtros con una capa superficial de 90 cm de antracita y una capa inferior de 30 cm de arena. Los filtros deben ser lavados regularmente debido al alto contenido de fitoplancton en el agua cruda.

Ensayos de conductividad hidráulica y granulometría

La conductividad hidráulica fue determinada en los primeros 20 cm del lecho de la Lagoa, en la región de 60 m por 60 m al norte de la salida al canal Sangradouro. Los métodos utilizados fueron el de permeámetro de carga constante para muestras no deformadas y el de tubo de carga variable según los métodos descritos por Klute y Dirksen (1986) y Chen (2000) respectivamente.

En la región de los piezómetros se hizo un ensayo de bombeo para determinar la conductividad hidráulica en el acuífero. El agua del pozo OW4 fue extraída a razón de 1,4 m³/h, hasta alcanzar un nivel constante en éste y en el piezómetro de observación OW2 por dos horas. El análisis de los datos se realizó utilizando el software Aquifer Test 3.5 (Waterloo Hydrogeologic, Inc.). Se monitoreó el nivel del agua en la Lagoa y en los pozos/piezómetros con y sin bombeo, durante los meses

de febrero y marzo de 2011. Con esa información y los datos de conductividad hidráulica, se construyó un modelo mediante el programa PWIN MODFLOW para estimar, entre otras cosas, el tiempo de recorrido del agua hasta los pozos con y sin bombeo. Los resultados del modelo serán publicados en un artículo posterior.

Los ensayos granulométricos se llevaron a cabo en un punto localizado en la misma zona, utilizando muestras recolectadas a cada 10 cm de profundidad hasta 50 cm, siguiendo la norma ASTM D422-63 (ASTM, 2003).

Métodos analíticos y muestreos

El bombeo continuo de agua a razón de ≈ 35 m³/d se inició en el pozo OW4 en el mes de marzo de 2011. Posteriormente y con base en los resultados del modelo, en abril del mismo año se transfirió la bomba a 20 m de la Lagoa (OW2), manteniendo el mismo flujo para garantizar un menor tiempo de recorrido del agua hasta la captación.

Las actividades de muestreo de agua cruda de la Lagoa, en el pozo OW2 y en la ETA después de la etapa de filtración, se iniciaron en el mes de mayo y terminaron al final de julio de 2011 (cuatro muestreos en total). Mediante el uso de una sonda multiparámetros, modelo MP 20 marca QED Environmental Systems (Michigan, USA), se midieron el pH, el oxígeno disuelto, el porcentaje de saturación de oxígeno, la temperatura, la conductividad y el potencial redox. Esta sonda posee una célula de flujo que evita el contacto con la atmósfera al momento de realizar el análisis del agua subterránea. La turbidez y el color aparente se determinaron con equipos marca Hach modelos 2100P y DR 2010 respectivamente.

Hierro (II), manganeso (II) y sulfuro de hidrógeno se determinaron utilizando un espectrofotómetro 2010 Hach según los métodos recomendados (Hach, 2000) e inmediatamente después de la colecta. Los iones nitrato y cloruro se determinaron mediante un cromatógrafo iónico DIONEX 100, siguiendo métodos estandarizados (APHA, AWWA, WEF 2005). La alcalinidad, la dureza total, la dureza calcio y la dureza magnesio se analizaron mediante titulación y según métodos estándar (APHA, AWWA, WEF 2005). Los métodos de muestreo, preservación y manipulación de las muestras se realizaron siguiendo las recomendaciones del Standard Methods (APHA, AWWA, WEF 2005).

Resultados y discusión

Conductividad hidráulica y análisis granulométrico

El éxito de la FI depende del grado de conexión hidráulica entre el fondo del reservorio de agua y el acuífero adyacente. La granulometría y la conductividad hidráulica en ambas zonas son buenos indicadores del grado de conexión hidráulica.

Según los resultados de los análisis granulométricos realizados, los primeros 50 cm del lecho de la Lagoa en la zona estudiada consisten en aproximadamente 13% de arena media (0,25-0,5 mm), 83% de arena fina (0,125-0,25 mm), 3,5% de arena muy fina (0,063-0,125 mm) y menos de 0,02% de finos (limo y arcilla, <0,063 mm). Estos resultados indican un material de textura arenosa con un coeficiente de uniformidad (d_{60}/d_{20}) aproximado de 1,4, característico de materiales muy uniformes. Lo cual no es muy ventajoso para la aplicación de la FI por la posible colmatación del fondo de la Lagoa. Sin embargo, debido a la presencia de olas generadas por los vientos y a la baja profundidad de la Lagoa, es de esperar la autolimpieza en la zona de infiltración. Por otra parte, no fue posible determinar la granulometría en la región de los pozos, debido a que la técnica de chorro en la construcción de los pozos/piezómetros no permite tomar una muestra de material no deformada. No obstante, mediante la observación visual y el tacto, se determinó la presencia principalmente de material arenoso con materia orgánica y esporádicamente regiones con arcilla (Fig. 2). Sens *et al.* (2006) observaron una formación semejante con una profundidad de acuífero cercana a los 20 m. Este tipo de formación en el subsuelo favorece la conexión hidráulica con la Lagoa.

El fondo de la margen este de la Lagoa, en la región de los pozos y piezómetros, mostró valores medios de conductividad hidráulica cercanos a $2,2 \cdot 10^{-4}$ m/s por los métodos de tubo con carga variable y permeámetro constante (Tabla 1). La conductividad, según el test de bombeo realizado en la región de los pozos y piezómetros en el acuífero, fue de $1,5 \cdot 10^{-4}$ m/s, calculado por el método de Theis. Ambos resultados son similares a los encontrados en acuíferos de aluvión con conductividad hidráulica entre 10^{-2} y 10^{-4} m/s en otras latitudes donde la FI se ha aplicado con éxito (Grischek *et al.*, 2007).

Tabla 1. Conductividad hidráulica en el fondo de la Lagoa en la región del sistema de FI

Método	Tubo con carga variable	Permeámetro de carga constante
Promedio	$2.2 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-4}$
Mínimo	$3.0 \cdot 10^{-5}$	$4.1 \cdot 10^{-5}$
Máximo	$8.7 \cdot 10^{-4}$	$4.4 \cdot 10^{-4}$
Total de mediciones	10	16

Utilizando los datos de conductividad hidráulica y las mediciones de nivel freático, se realizó un modelo del comportamiento del agua subterránea de la región (más detalles sobre el modelo serán publicados posteriormente). Con este modelo fue posible determinar que el agua de la Lagoa infiltra de forma natural en dirección al sistema de piezómetros. En condiciones naturales (sin bombear), el tiempo mínimo de recorrido del agua, desde el fondo de la Lagoa hasta donde se inician las ranuras del pozo (OW2) situadas a 9,5 m de profundidad del pozo, se estimó en 190 d. Al aplicar bombeo suficiente para producir $\approx 30 \text{ m}^3/\text{d}$ de agua, el tiempo mínimo de recorrido del agua estimado fue de al menos 80 d hasta el mismo punto. Es de esperar que ese tiempo de contacto garantice la calidad microbiológica del agua captada en el pozo. Según Dash *et al.* (2008), en Alemania comúnmente se recomienda un tiempo de 50 d para eliminar las bacterias y generar una zona de protección sin contaminación microbiana. Incluso, los mismos autores reportaron reducciones de coliformes totales y fecales de 5,2 log y 4,2 log en un tiempo estimado de 11 a 19 d (calculado utilizando la ley de Darcy) en un sistema de FI en el Lago Nainital, India.

Calidad del agua

Los resultados de los análisis realizados durante el periodo de estudio se presentan en la Tabla 2. El agua cruda de la Lagoa solamente presentó valores superiores a los establecidos por la legislación local en los

parámetros turbidez y color aparente (Tabla 2). El agua producida por FI siempre estuvo muy por debajo de lo estipulado en la legislación para ambos parámetros. El valor de turbidez obtenido es semejante al resultado registrado en India, Egipto y Estados Unidos (Dash *et al.*, 2007; Shamrukh & Abdel-Wahab, 2008; Wang, 2003). La reducción en la turbidez generalmente se relaciona con una reducción en materiales suspendidos, que a su vez puede relacionarse con una reducción de la carga microbiana en el agua (Ray *et al.*, 2002). En este caso, es un buen indicador de la reducción del fitoplancton, que es el principal problema en el agua de la Lagoa. La disminución en el color aparente del agua después de la infiltración indica una reducción en el contenido de materia orgánica responsable del mismo. La producción de agua con bajo contenido de materia orgánica es de vital importancia para evitar el recrecimiento bacteriano en los sistemas de distribución y reducir la formación de trihalometanos después de la desinfección con cloro (Kuehn & Mueller, 2000).

La reducción de la materia orgánica durante la FI se debe principalmente a procesos de biodegradación y en menor grado a adsorción (Grünheid, Amy & Jekel, 2005). Durante la biodegradación, los microorganismos consumen primeramente la materia orgánica utilizando el oxígeno disuelto en el agua como aceptor de electrones. Una vez que se reduce la disponibilidad de oxígeno, los microorganismos continúan utilizando otros aceptores de electrones tales como: nitrato, hierro (III), manganeso (III), sulfato y materia orgánica. Los resultados en la Lagoa muestran que durante el recorrido del agua hasta el pozo, todo el oxígeno es consumido, generando condiciones anóxicas, lo cual es corroborado por el bajo potencial de óxido reducción (ORP) (Tabla 2). El agua de la Lagoa presenta bajas concentraciones de ión nitrato y los datos indican que el generado durante el proceso de biodegradación es posteriormente consumido en el paso por el subsuelo. Los resultados indican también muy bajas concentraciones de hierro (II), manganeso (II) y sulfuro de hidrógeno (subproductos del consumo de los otros aceptores de hidrógeno). Sin embargo, para garantizar agua de buena calidad, es necesaria una etapa de postratamiento consistente en aireación y postfiltración en arena. Este tipo de sistema se aplica ampliamente en sistemas de tratamiento de agua en Holanda como postratamiento de agua producida por infiltración inducida (de Vet *et al.* 2010).

Durante el paso del agua por el subsuelo se dan procesos de erosión y/o disolución de los materiales que conforman el acuífero. Lo anterior se ve reflejado en un aumento en la conductividad, la dureza total (mayoritariamente dureza calcio) y la alcalinidad conjuntamente con el pH. Ese tipo de comportamiento se ha observado en un local de infiltración inducida en un lago en India (Dash *et al.*, 2007). Es de esperar que un aumento en el bombeo genere una disminución en las concentraciones de los parámetros mencionados.

Tabla 2: Comparación entre el agua cruda, el agua por filtración inducida, el agua de la estación de tratamiento y la legislación brasileña.

Parámetros	Agua de la laguna	Filtración inducida	Filtración directa	PORTARIA No- 2.914 (MS, 2011)
Turbidez (NTU)	6,70 ^a ±0,89 _b	0,19±0,07	2,69±0,01	0,5 ^c /1,0 ^d /5 ^e
Color aparente (uH)	90±3	6±3	39±6	15
Temperatura (°C)	20,67±3,95	22,35±0,18	19,12±3,57	
Conductividad (µS/cm)	64±4	235±10	66±2	
pH	7,38±0,64	7,86±0,13	5,97±0,06	
Alcalinidad (mg/L)	7,4±0,27	105±5	6,7±3,8	
Dureza total (mg/L)	11±0,8	96±8	19±12	500
Dureza Calcio (mg/L)	7,8±3,1	85±4,7	8,8±2,8	
Dureza Magnesio (mg/L)	4,2±2,6	10±10	12±12	
Cloruro (mg/L)	11,88±0,71	14,71±0,32	11,98±0,72	250
ORP (mV)	52±32	-307±6	168±12	
Oxígeno disuelto (mg/L)	8,64±0,68	0,22±0,23	8,82±0,67	
Nitrato (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	10
Hierro (II) (mg/L)	N.A.	0,010±0,009	N.A.	

Parámetros	Agua de la laguna	Filtración inducida	Filtración directa	PORTARI A No- 2.914 (MS, 2011)
Manganeso (II) (mg/L)	N.A.	0,094±0.036	N.A.	
Sulfuro de hidrógeno (mg/L)	N.A.	0,018±0,020	N.A.	0,1

^aPromedio. ^bDesviación estándar. N.D. No detectado. N.A. No analizado Limite de detección de nitrato: 0,018 mg/L.

Finalmente, la concentración del ión cloruro en el agua del pozo indica la ausencia de inclusión de la cuña salina en el agua producida. Además, la semejanza con la concentración en el agua de la Lagoa apoya los resultados del modelo según los cuales el agua en el pozo proviene principalmente de la laguna.

Comparación entre la filtración inducida y la filtración directa

El agua de la Lagoa tratada por filtración directa fue igualmente monitoreada durante el periodo de estudio. Los datos de la Tabla 2 muestran una remoción de entre el 57% y el 60% en los parámetros color aparente y turbidez en este sistema. Mientras tanto, la reducción utilizando FI fue superior al 90% en ambos parámetros. Los restantes parámetros, como alcalinidad, dureza, oxígeno disuelto y ion cloruro, reflejaron las características del agua cruda. Las diferencias anteriores se deben principalmente a que en el sistema de filtración directa los procesos de remoción son básicamente coagulación/floculación y filtración mecánica. En la FI existen procesos de filtración, adsorción, precipitación y biodegradación, entre otros. Sin embargo, conforme a lo reportado por Dash *et al.* (2007), al comparar un sistema de FI con un sistema de filtración rápida en India, la diferencia puede deberse principalmente a diferencias en la velocidad de la filtración, el tiempo de detención del agua y a características granulométricas del material filtrante.

En la actualidad, el sistema de filtración directa utilizado en la Lagoa necesita de productos químicos (coagulantes) para operar y la limpieza de los filtros se realiza a diario. Contrariamente, en el caso de adaptar un sistema de FI, sería innecesario el uso de productos químicos y la limpieza de la zona de infiltración en el fondo de la Lagoa se haría de

forma natural. Una posible desventaja de la FI puede derivarse de las características anóxicas del agua obtenida, generando la necesidad de una etapa posterior de aireación y filtración. Esta siguiente etapa de tratamiento podría realizarse aprovechando los sistemas existentes en la ETA y no necesitaría de la adición de productos químicos y las carreras de filtración (tiempo de filtración sin necesidad de lavar el filtro) serían prolongadas.

Conclusiones

En la region estudiada, el fondo de la Lagoa do Peri y el acuífero adyacente a la misma presentan una granulometría arenosa que garantiza la conexión hidráulica entre el agua superficial y el acuífero. El agua producida por FI presenta características acordes con la legislación local en cuanto a los parámetros analizados. Parámetros que fueron incluso de superior calidad al agua producida por un sistema de filtración directa ubicado en el local. Los posibles problemas derivados de las características anóxicas (hierro, manganeso, por ejemplo) del agua captada por FI se pueden superar mediante posteriores etapas de aireación y filtración, para lo cual se podría aprovechar la infraestructura de filtración existente en el local.

Bibliografía

- ABNT (2007). Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares. Parte 1: Projeto e construção” ABNT 15495-1:2007. Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- APHA, AWWA, WEF (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- ASTM (2003). Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils ASTM D422-63. Pennsylvania, ASTM International.
- ASTM (2005). Standard Guide for Development of Ground-Water Monitoring Wells in Granular Aquifers ASTM D 5521 – 05. Pennsylvania, ASTM International.
- Chen, X. (2000). Measurement of streambed hydraulic conductivity and its anisotropy. *Environmental Geology*, 39(12): 1317-1324.

- Dash, R.R.; Mehrotra, I.; Kumar, P. & Grischek, T. (2008). Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. *Hydrogeology Journal*, 16(6): 1089-1099. doi:10.1007/s10040-008-0295-0
- de Vet, W.W.J. M.; van Genuchten, C.C.A.; van Loosdrecht, M.C.M. & van Dijk, J.C. (2010). Water quality and treatment of river bank filtrate. *Drinking Water Engineering and Science* 3(1): 79-90. doi:10.5194/dwes-3-79-2010
- Grischek, T.; Schubert, J.; Jasperse, J.L.; Stowe, S.M. & Collins, M.R. (2007). What is an appropriate site for RBF? En: Fox, P. (ed.). *Management of Aquifer Recharge for Sustainability* (Vol. 16, pp. 466-474). Phoenix, Arizona: Acacia Publishing Incorporated.
- Grischek, T. & Ray, C. (2009). Bank filtration as managed surface-groundwater interaction. *International Journal of Water* 5(2): 125-139. *Inderscience*. Obtenido desde <http://inderscience.metapress.com/index/1w14q12771295676.pdf>
- Grünheid, S.; Amy, G. & Jekel, M. (2005). Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. *Water research*, 39(14): 3219-28. doi:10.1016/j.watres.2005.05.030
- Hach (2000). Hach DR/2010 Spectrofotometer procedures manual. USA: Hach Company, 872 p.
- Hennemann, M.C. & Petruccio, M.M. (2011). Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181: 347-361. doi:10.1007/s10661-010-1833-5
- Hiscock, K.M. & Grischek, T. (2002). Attenuation of Groundwater Pollution by Bank Filtration. *Journal of Hydrology*, 266: 139-144.
- Jüttner, F. (1995). Elimination of terpenoid odorous compounds by slow sand and river bank filtration of the Ruhr River, Germany. *Water Science and Technology*, 31(11): 211-217.

- Klute, A. & Dirksen, C. (1986). *Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods*. En: Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis. Part I: physical and mineralogical methods*. 2 ed., pp. 687-732. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc.
- Kuehn, W. & Mueller, U. (2000). Riverbank filtration an overview. *Journal AWWA* 92(12): 60-69.
- Mondardo, R. (2004). Influência da Pré-oxidação na Tratabilidade das Águas Via Filtração Direta Descendente em Manancial com elevadas Concentrações de Microalgas e Cianobactérias. Universidade Federal de Santa Catarina. Obtenido desde <http://www.tede.ufsc.br/teses/PGEA0185.pdf>
- Oliveira, J. (2002). Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri-Ilha de Santa Catarina-SC, Brasil. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Ray, C.; Grischek, T.; Schubert, J.; Wang, J. & Speth, T. (2002). A perspective of Riverbank filtration. *Journal AWWA* 94(4): 149-60.
- Ray, C.; Schubert, J.; Linsky, R. & Melin, G. (2003). *Introduction*. En: Ray, C.; Melin, G. & Linsky, R. (eds.). *Riverbank filtration: improving source-water quality*. (Pp. 1-15). Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.
- Sens, M.; Mondardo, R.; Dalssasso, R. & Melho, L. (2006). *Filtração em Margem*. En: PROSAB (ed.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*, Capítulo 5 (Pp. 173-236). Rio de Janeiro: ABES. Obtenido desde <http://www.finep.gov.br/prosab/produtos.htm>
- Shamrukh, M. & Abdel-Wahab, A. (2008). Riverbank filtration for sustainable water supply: application to a large-scale facility on the Nile River. *Clean Technologies and Environmental Policy* 10(4): 351-358. doi:10.1007/s10098-007-0143-2.

- Schubert, J. (2006). *Significant of hydrologic aspects on RBF performance*. En: Hubbs, S.A. (ed.). *Riverbank Filtration Hydrology* (Pp. 1-20). Dordrecht: Springer.
- Simonassi, J. (2001). *Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Wang, J. (2003). *Riverbank filtration case study at Louisville, Kentucky*. En: Ray, C.; Melin, G. & Linsky, R. (eds.). *Riverbank filtration: improving source-water quality*. (Pp. 117-146). Dordrecht: Kluwer Academic Publisher.
- World Water Assessment Programme (2009). *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World* (p. 318). Obtenido desde <http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/>

APÊNDICE C

CONTROLE DE QUALIDADE DAS ANÁLISES, LIMITES DE DETECÇÃO DETERMINADOS E LIMITES DE DETECÇÃO ESTIMADOS

	Hach
Parâmetro	EDL
Manganês (II)	0,015
Ferro (II)	0,02
Sulfeto	0,01
Nitrato	N.A.
Sulfato	N.A.

N.A.: não aplica.

DATA	CONTROLE DE QUALIDADE (PADRÃO)
3-May-11	67
24-May-11	74
8-Jun-11	97
28-Jun-11	74
11-Jul-11	90
24-Jul-11	80
8-Aug-11	86
24-Aug-11	81
6-Sep-11	90
25-Oct-11	75
8-Nov-11	95
22-Nov-11	86

DATA	CONTROLE DE QUALIDADE (PADRÃO)
13-Dec-11	81
16-Jan-12	78
31-Jan-12	84
23-Feb-12	100
12-Mar-12	69
2-Apr-12	69

Média	82
Desvio padrão	10
%DV	12
% Error	18

APÊNDICE D

ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS NA LAGOA DO PERI.

Tabela D.1 : Resultados das análises granulométricas realizadas nos primeiros centímetros do leito da Lagoa

Tamanho do material (mm)*	10c m	20c m	30c m	40c m	50c m	Media	Mondardo (2009)
> 2,0	0,0 2	0,04	0,25	0,39	0,44	0,23	15,4
areia muito grossa (1,0-2,0)	0,1 7	0,19	0,15	0,32	0,25	0,21	
areia grossa (0,5-1,0)	0,3 6	0,57	0,34	0,43	0,69	0,48	
areia media (0,25-0,5)	10, 33	20,7 9	13,8 1	9,69	10,6 4	13,05	
areia fina (0,125-0,25)	86, 29	75,3 7	82,1 7	84,2 6	84,6 5	82,55	80,6
areia muito fina (0,063-0,125)	2,8 3	3,02	3,19	4,88	3,33	3,45	
finos (argila + silte) < 0,063	0,0 1	0,02	0,04	0,02	0,00	0,02	4,0

* Morris e Johnson apud Todd e Mays (2005).

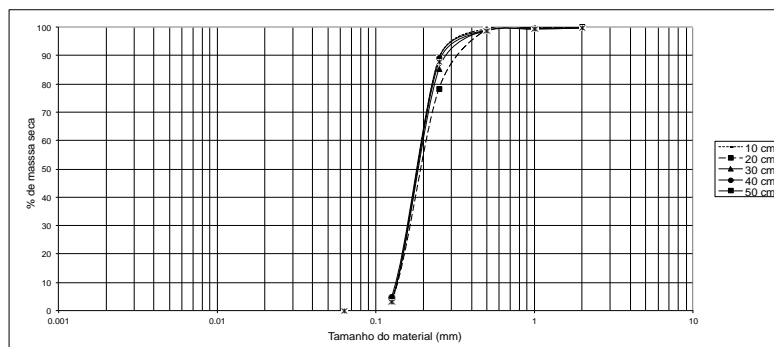


Figura D1.: Curvas granulométricas do material dos primeiros centímetros do leito da Lagoa

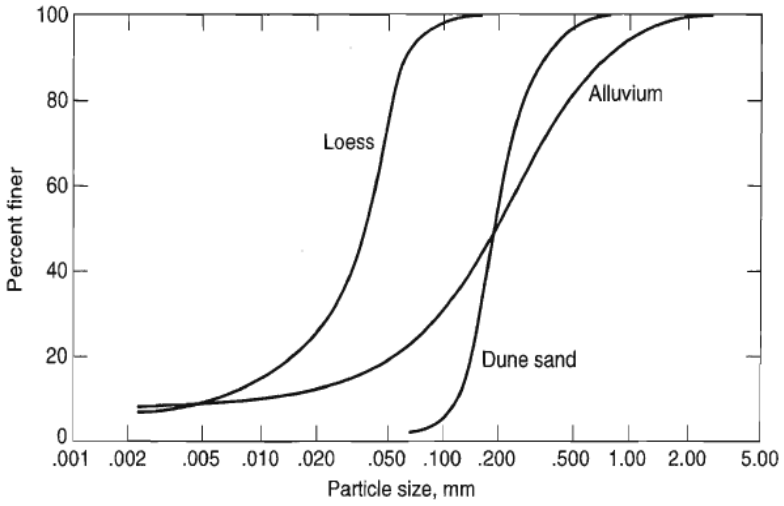


Figura D2: Curva granulométrica de diferentes materiais (tomado de Todd e Mays, 2005).

Determinação da porosidade específica no fundo da Lagoa

Tabela D.2: Parâmetros hidrogeológicos no aquífero da Lagoa determinados mediante o teste de bombeamento

Parâmetro	Cooper-Jacob	Moench	Neuman	Theis	Media
Condutividade (horizontal) (K)(m/s)	$1,50 \cdot 10^{-4}$	$1,42 \cdot 10^{-4}$	$1,50 \cdot 10^{-4}$	$1,53 \cdot 10^{-4}$	$1,49 \cdot 10^{-4}$
Condutividade vertical (Kv)(m/s)		$1,42 \cdot 10^{-5}$			
kh/kv		10			
Transmissividade e (T) (m ² /s)	$2,70 \cdot 10^{-3}$	$2,55 \cdot 10^{-3}$	$2,70 \cdot 10^{-3}$	$2,76 \cdot 10^{-3}$	$2,68 \cdot 10^{-3}$
Coefficiente de armazenamento (S)		$7,71 \cdot 10^{-4}$	$5,29 \cdot 10^{-4}$	$7,0 \cdot 10^{-4}$	$6,7 \cdot 10^{-4}$

